

# ÖKOTOPTYSPEZIFISCHE QUANTIFIZIERUNG VON ÖKOSYSTEMFAKTOREN IN IHRER BEDEUTUNG FÜR DIE BEOBACHTUNG VON UMWELTVERÄNDERUNGEN IM UNTERSPREEWALD

Mit 8 Abbildungen und 9 Tabellen

Andreas VÖTT

*Summary:* The quantification of geoecological factors according to ecosystem units and its importance for the monitoring of ecosystem changes in the Lower Spree Forest

The Lower Spree Forest (state of Brandenburg), together with the Upper Spree Forest further upstream, is a unique landscape in Central Europe because of the dendritic drainage pattern of the river Spree and the typical structure of the cultural landscape. The political and economical changes since 1989/90 have led to radical ecological changes, as for example the lack of water during summer months and increasing eutrophication of ground- and surface water. Within the framework of an applied ecological monitoring system, which was initiated in order to register man made ecosystem changes due to surface mining and amelioration, 34 monitoring sites were established. Between 1996 and 1998 groundwater monitoring, sediment drillings, and soil mapping as well as vegetation studies delivered diverse ecosystem data which were managed by means of a complex database. The results of detailed geomorphological and soil mapping were synthesized and brought together in a map showing ecosystem units based on relief structure. Every unit is characterized by similar abiotic and biotic landscape features. The ecosystem units were used as an evaluation base for statistical analysis of field- and laboratory-borne data. Very good results of discriminant analysis show that the classification of the databases with the help of ecosystem units is a practicable and efficient way to transfer monitoring data, registered at selected points, to a spatial extent. The reclassification of a special dataset, including a combination of groundwater, soil, and vegetation data by using discriminant functions, shows that every dataset could be clearly assigned to the empirically found ecosystem unit. Hereby, the computed discriminant functions are exclusively based on geoecological parameters with a high discriminant value. Moreover, the results of multiple correlation analysis show middle to strong correlations between groundwater, soil, and vegetation data and thus express the complex structure and interactions characteristic for the whole ecosystem. They prove that man-made changes of single factors must inevitably lead to consequent changes of further geoecological variables. In addition, FISHER-classification functions were used to develop a new method of monitoring and early recognition of future ecosystem changes. In future, the repeated recording of 14 selected (key)variables within the framework of the existing monitoring system permits quantitative checking of the ecosystem unit identification of a monitoring site and can be used to register dynamic elements within the ecosystem structure. The presented investigations are an example for the both useful and necessary combination of qualitative and quantitative working methods as well as for the relevance of geographic contributions to the solution of current environmental problems.

*Zusammenfassung:* Der Unterspreewald (Bundesland Brandenburg) stellt zusammen mit dem sich flussaufwärts anschließenden Oberspreewald aufgrund der vielfachen Verzweigungen der Spree und des charakteristischen kulturlandschaftlichen Gefüges einen in Mitteleuropa einzigartigen Landschaftsraum dar. Die mit den politischen Veränderungen 1989/90 verbundenen wirtschaftlichen Einschnitte führten seither zu brisanten Umweltveränderungen wie z. B. sommerlicher Wasserknappheit und zunehmender Gewässereutrophierung. Im Rahmen einer angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung zur Erfassung vor allem durch Bergbau- und Meliorationsmaßnahmen bedingter Ökosystemveränderungen wurde ein aus 34 Stationen bestehendes Messnetz errichtet. An diesen Stationen erfolgte zwischen 1996 und 1998 ein Grundwassermonitoring mit hoher zeitlicher Auflösung, die Durchführung von (Tief-)Bohrungen zur Erfassung der Böden und deren Ausgangssubstrat sowie von Vegetationsaufnahmen. Die erhobenen Daten wurden in einer umfassenden Umweltdatenbank verwaltet. Detaillierte geomorphologische und bodenkundliche Kartierergebnisse wurden zu einer Ökotoptopografie synthetisiert, die auf der Basis der Reliefstruktur kleinste landschaftsräumliche Einheiten mit gleichartiger abiotischer wie biotischer Ausstattung ausweist. Sie wurde als Auswertungsgrundlage für die statistische Analyse des Umweltdatensatzes herangezogen. Die qualitativ sehr guten Ergebnisse diskriminanzanalytischer Berechnungen bestätigen die Eignung der ökotypspezifischen Klassifizierung der erhobenen Messdaten als einen praktikablen und effizienten Lösungsansatz zur Übertragung von punktförmig erhobenen Daten auf den Raum. Die Reklassifizierung eines kombinierten Datensatzes aus Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten mittels der errechneten Diskriminanzfunktionen, in die ausgewählte geoökologische Parameter mit hoher Trennkraft aufgenommen wurden, resultiert in einer eindeutigen (Wieder-)Zuordnung aller Datensätze zu den jeweiligen Ökotypen. Zudem ergeben multiple Korrelationsberechnungen – als Ausdruck der komplexen ökosystemaren Zusammenhänge und Wechselwirkungen – mittlere bis starke Korrelationen zwischen Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten. Dies verdeutlicht, dass anthropogen induzierte Veränderungen einzelner Faktoren unweigerlich zu Folgeveränderungen anderer geoökologischer Kompartimente führen müssen. Des Weiteren wurden FISHER-Klassifikationsfunktionen zur Entwicklung eines neuen Ansatzes zur Früherkennung und Beobachtung zukünftiger ökosystemarer Veränderungen herangezogen. So kann aus der wiederholten Erhebung von 14 ausgewählten (Schlüssel-)Variablen

auf der Grundlage des bestehenden Messnetzes die Zugehörigkeit eines Standortes zu einem bestimmten Ökotyp quantitativ überprüft und zur zahlenmäßig fassbaren Ermittlung der ökosystemaren Dynamik verwendet werden. Die Untersuchungen stellen ein Beispiel sowohl für die sinnvolle und notwendige Verknüpfung qualitativer und quantitativer Arbeitsmethoden als auch für die Relevanz des Beitrags geographischer Forschung zur Lösung aktueller Umweltprobleme dar.

## 1 Einleitung

Ein zentrales Problem moderner geoökologischer Landschaftsraumuntersuchungen stellt die Interpolation punktförmig erhobener Geländedaten auf die Fläche dar. Aus physisch-geographischer Sicht muß dabei dem Bezug zum Naturraum eine besondere Bedeutung zugemessen werden. Rein mathematische Interpolationsalgorithmen – wie zum Beispiel die immer beliebter werdende Verwendung von Kriging-Verfahren – liefern zwar wichtige Rauminformationen, lassen jedoch für das Verständnis ökosystemarer Wechselwirkungen wichtige naturräumliche Übergänge weitgehend unberücksichtigt. Die vorliegenden Untersuchungen beschäftigen sich daher mit der Frage, inwieweit auf der Grundlage von Relief und Böden ausgewiesene Ökotypen als Basis für qualitative und insbesondere quantitative Aussagen über die räumliche Ausprägung von Ökosystemfaktoren herangezogen werden können. Sie wurden im Rahmen einer angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung im Unterspreewald (Bundesland Brandenburg) durchgeführt, die die Erfassung von Ökosystemveränderungen durch Meliorationseingriffe und den Niederlausitzer Braunkohlenbergbau zum Ziel hatten (vgl. VÖTT 2000).

## 2 Erfassung des Ökotopgefüges auf der Grundlage von Relief und Böden

Unter einem Ökotop wird die kleinste landschaftsräumliche Einheit („Landschaftsbaustein“) aus Standorten gleichartiger Substrat-, Relief-, Grund- und Oberflächenwasser-, Boden-, Klima- und Vegetationsverhältnisse sowie vergleichbarer Nutzungsstrukturen verstanden. Jeder Ökotop weist daher charakteristische Wechselwirkungen auf und kann – mehr oder weniger scharf – von seinen Nachbarökotopen abgegrenzt werden (vgl. SCHMITHÜSEN 1953, 16; TROLL 1966, 10; NEEF 1981, 510; BAILEY 1996, 33ff.). Er stellt die räumliche Grundlage des Ökosystems im Sinne ELLENBERGS (1996, 102ff.) dar (vgl. LESER et al. 1991, (Bd. 2) 43). Unterschiedliche Ökotope können zu einem Ökotopgefüge zusammengefasst werden, das der landschaftsräumlichen Individualität Rechnung trägt, welche sich in der Ausformung der einzelnen Ökotypen und ihrer charakteristischen Anordnung zueinander ergibt

(vgl. NEEF 1965, 179). Die Bezeichnungen „Ökotop“ bzw. „Ökotopgefüge“ werden hier den annähernd synonym gebrauchten Begriffen „Fliese“ bzw. „Fliesengefüge“ (SCHMITHÜSEN 1953, 16), „Landschaftszelle“ bzw. „Landschaftszellenkomplex“ (PAFFEN 1953), „naturräumliche Grundeinheit“ bzw. „naturräumliche Teileinheit“ (MEYNEN u. SCHMITHÜSEN 1953) oder „topische Dimension“ bzw. „chorische Dimension“ (LESER 1991) vorgezogen, da sie in ihrem Wortstamm die inhaltliche Verbindung zum Ökosystem am deutlichsten widerspiegeln (vgl. auch „site“ bzw. „landscape mosaic“, BAILEY 1996, 26). Sie wurden sowohl von TROLL (1950; 1966, 10) in den alten Bundesländern als auch von NEEF und HAASE (vgl. LESER 1991, Tab. 5) in der ehemaligen DDR verwendet und sind daher weit verbreitet (vgl. GLAVAC 1996, 132).

Das Ökotopgefüge des Unterspreewaldes wurde auf der Grundlage geomorphologischer und pedologischer Kartierarbeiten sowie von Luftbildern erfasst. Erstere umfassten Geländeaufnahmen im Maßstab 1:10.000 sowie die analoge und digitale Auswertung von amtlichen Topographischen Karten desselben Maßstabs, letztere etwa 320 Bohrungen mit Profilansprachen und die detaillierte Bearbeitung zahlreicher Profilgruben. Abbildung 1 zeigt einen Ausschnitt aus der erstellten Geomorphologischen Karte. Das Relief des Unterspreewaldes weist eine ausgeprägte Stockwerksgliederung auf, die auf den spätglazialen Durchbruch der Spree vom Baruther Urstromtal ins Hinterland der Eisrandablagerungen des Brandenburger Stadiums des Weichsel-Glazials zurückzuführen ist (Umstellung auf zentripetale Entwässerung). An die zentrale Niederung der Aue schließen sich randlich weit ausladende Tal-sandterrassen unterschiedlicher Höhenlagen an, die stellenweise von Flugsandfeldern und Binnendünen überdeckt sind. Die Krausnicker Berge am westlichen Rand des Kartenausschnittes stellen einen Teil der Eisrandbildungen des Brandenburger Stadiums mit ausgeprägten Niedertaufornen und als terrassenartige Verflachungen bezeichneten Reliefelementen dar. Ihre östliche Entsprechung liegt im Marienberg bei Krugau vor. Nähere Ausführungen zur Landschaftsgeschichte unter Aufarbeitung vorhandener Literatur sind VÖTT (2000) zu entnehmen.

Die Untersuchung der Bodenverhältnisse hat eine enge Beziehung der Böden zum geologischen Ausgangssubstrat, zum Relief und damit zu den Grund-

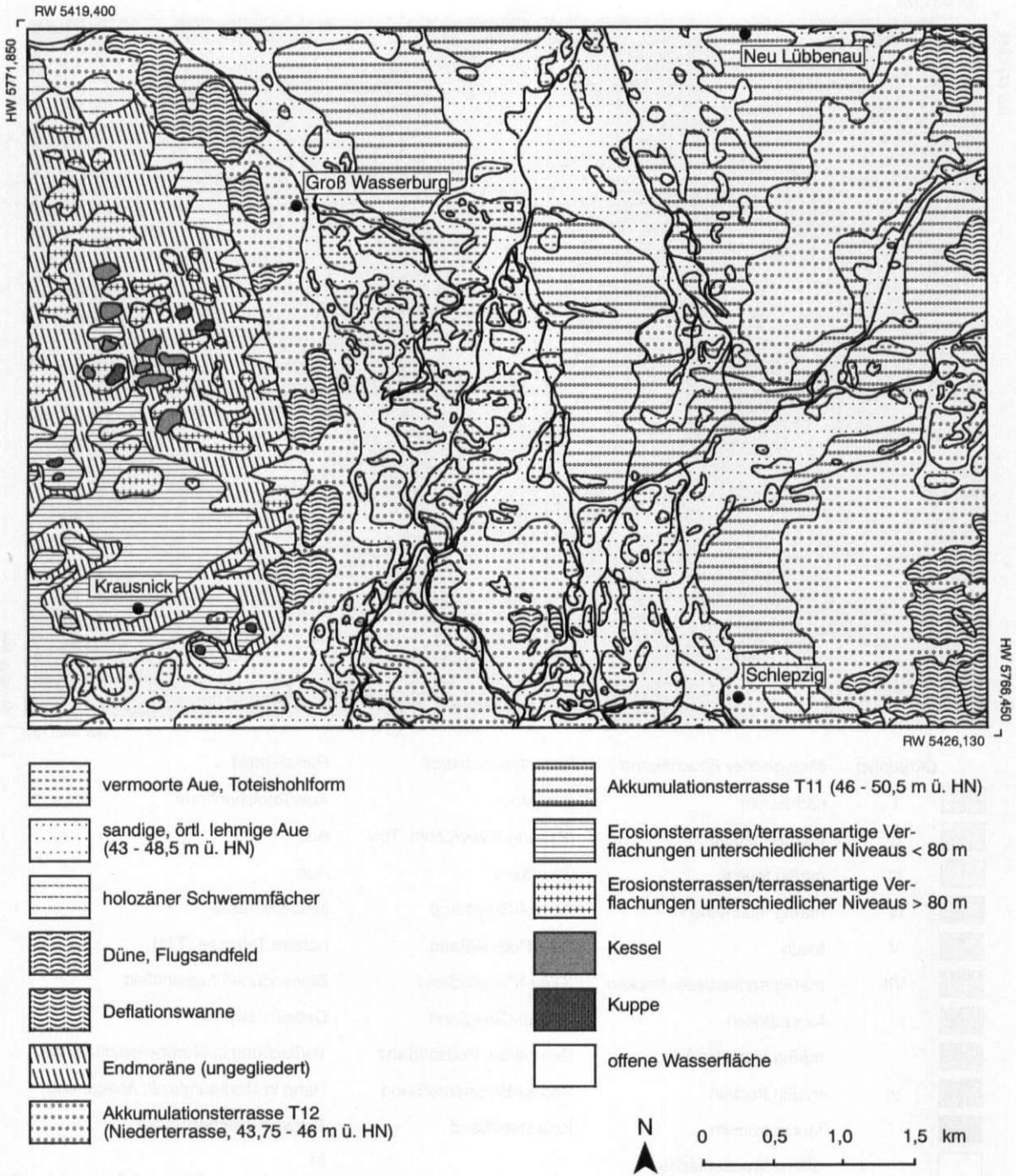


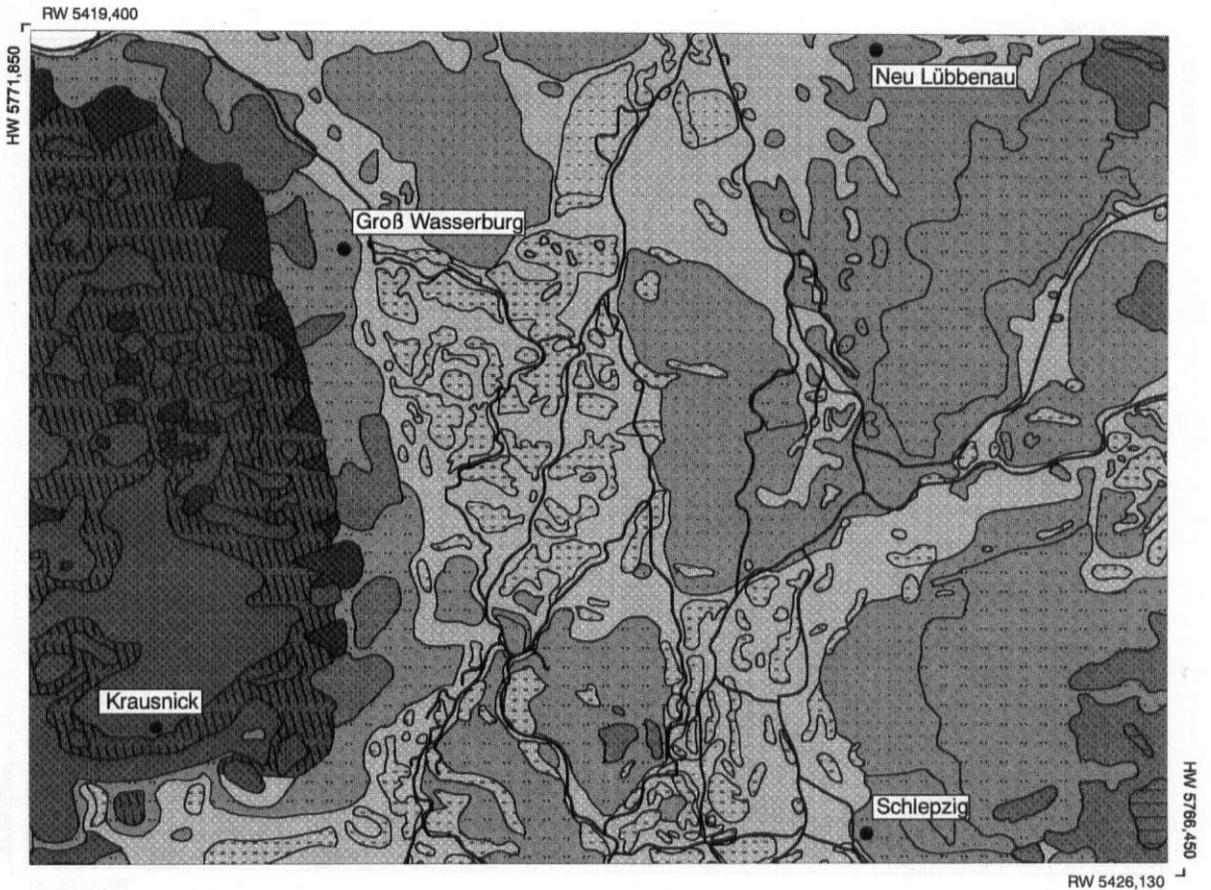
Abb. 1: Ausschnitt aus der Geomorphologischen Karte des Unterspreewaldes

Quelle: VÖTT (2000), verändert

Part of the geomorphological map of the Lower Spree Forest

wasserverhältnissen aufgezeigt. Die räumliche Verteilung der im Unterspreewald vorgefundenen Bodengesellschaften orientiert sich daher in erster Linie an

den geomorphologischen Strukturen (vgl. Bodenkarte in VÖTT 2000). In Auenbereichen mit vorwiegend organogenen Bildungen treten die Bodentypen Nieder-



Ökotoptyp	ökologischer Feuchtegrad	Bodentyp/-substrat	Reliefeinheit
	I naß/feucht	(An-)Moor	Aue/Toteishohlform
	II (mäßig) feucht	(Pseudo-)Gley/Lehm, Ton	Aue
	III mäßig feucht	Gley/Sand	Aue
	IV mäßig feucht/frisch	Podsol-Gley/Sand	Niederterrasse
	V frisch	Gley-Podsol/Sand	höhere Terrasse (T11)
	VII mäßig trocken/sehr trocken	(Gley-)Podsol/Sand	Binnendüne/Flugsandfeld
	feucht/frisch	Podsol-Gley/Sand	Deflationswanne
	mäßig frisch/trocken	Braunerde, Podsol/Sand	Verflachung in Moräne/glazifl. Ablag.
	VI mäßig trocken	Podsol-Braunerde/Sand	Hang in Moräne/glazifl. Ablagerung
	feucht/trocken	Kolluvisol/Sand	Schwemmfächer/Senke
	offene Wasserfläche		

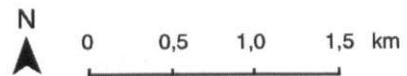


Abb. 2: Ausschnitt aus der Ökotoptopgefügekarte des Unterspreewaldes  
 Quelle: VOTT (2000), verändert

Part of the map of the ecosystem units of the Lower Spree Forest

Tabelle 1: Verteilung der Grundwasserbeobachtungsbrunnen auf Ökotypen

Distribution of groundwater monitoring wells according to ecosystem units

Ökotyp- Kennziffer	Grundwasser- brunnen	Ökotyp-Kurz- bezeichnung (Relief)	Bodengesellschaft	Substrat	ökol. Feuchte- grad	potentiell natürliche Vegetation/vor- herrschende Land- nutzung (1999)
I	1B, 2B, 3B, 1C, 3E, 2F, 2G (n = 7)	Aue/ Toteishohlform	Niedermoor,, Organogley, Niedermoorgley, Anmoorgley- Brauneisengley	Torf, organo- mineralisches Mischsubstrat	nass bis feucht	Erlenbruchwald, Erlen-Eschen-Stiel- eichenwald/Erlen- Rabattenkulturen, Wiesen, Weiden
II	5C, 3D (n = 2)	Aue	„Decklehm“ Pseudogley-Auen- Brauneisengley, Auengley	Lehm, Ton	feucht bis mäßig feucht	Erlen-Eschen- Stieleichenwald/ Wiesen, Weiden
III	3A, 4A, 5A, 4B, 6C, 2D, 5F (n = 7)	Aue	Auen-Brauneisen- gley, Auengley, Podsol- Brauneisengley	Sand, Schluff	mäßig feucht	Erlen-Eschen- Stieleichenwald, Ahorn-Eschenwald/ Wiesen, Weiden
IV	2A, 1E, 2E, 4E, 3F, 1G (n = 6)	Niederterrasse	Brauneisengley- Podsol, Podsol- Brauneisengley, Brauneisengley, Gley	(schluffiger) Sand	mäßig feucht bis frisch	Ahorn-Eschen- wald, Stieleichen- Hainbuchenwald/ Äcker, Wiesen, Weiden
V	2C, 4C, 4D, 6F (n = 4)	höhere Talsandterrasse	Brauneisengley- Podsol	(kiesiger) Sand	frisch	Stieleichen- Hainbuchenwald, Buchen-Stiel- eichenwald/Äcker, Kiefernforste
VI	3C (n = 1)	Moränen und glazifluviatile Ablagerungen	Podsol, Gley-Podsol	(kiesiger, steiniger) Sand	mäßig frisch/trocken	Kiefern-Buchen- Traubeneichen- wald/Kiefernforste
VII	1A, 5B, 7C, 1D, 1F, 4F, 3G (n = 7)	Binnendünen und Flugsandfelder	Podsol, Braun- eisengley-Podsol	(Flug-)Sand	mäßig bis sehr trocken	Kiefern-misch- wald/Kiefernforste

Quelle: Eigene landschaftsökologische Aufnahmen; potentiell natürliche Vegetation nach SCAMONI (1954), Ökotypen nach VÖTT (2000)

moor und Organogley flächenbestimmend auf. Bei geringmächtiger Torfdecke bzw. geringerem Gehalt an organischer Substanz zeigen sie Übergänge zum Gley. Allenthalben sind durch Grundwasserabsenkungen bedingte Degradationserscheinungen vorzufinden. Lehmmige bis tonige Auenstandorte weisen (pseudovergleyte) „Decklehm“-Auen-Brauneisengleye, die regionaltypischen Klockböden, auf (vgl. ABDELKADER 1967; 1969a; 1969b). Den größten Teil der Aue nehmen mineralische Böden in schluffig-sandigem Substrat ein, die vorherrschenden Grundwassereinfluss zeigen (Auen-Brauneisengley, Auengley). In Niederterrasensanden haben sich Brauneisengley-Podsole und Podsol-Brauneisengleye ausgebildet. Hingegen wird die Bodenbildung in Ablagerungen höherer Terrassen

bei größeren Grundwasserflurabständen zunehmend durch Podsolierungsprozesse gesteuert. Vorherrschender Bodentyp ist der Brauneisengley-Podsol. Innerhalb der Flugsandfelder und Binnendünen sind Deflationswannen durch Podsol-Brauneisengleye gekennzeichnet, während die Bereiche der Parabeldünen und mächtigerer Flugsanddecken selbst, bei geringerem Grundwassereinfluss, den Podsol als Hauptbodentyp aufweisen. Örtliche Ortsteinschichten sind meist durch Tiefumbruch aufgelockert bzw. zerstört. Höhere Bereiche mit aufgelockelter Vegetation weisen Regosole auf. Die steileren Hangbereiche der glazialen und glazifluviatilen Hochgebiete werden hauptsächlich durch den Bodentyp Braunerde-Podsol charakterisiert, der auch als Rostbraunerde bezeichnet wird (vgl. JAHN

et al. 1998). Im Gegensatz dazu verfügen die flacheren Abschnitte über Braunerden und Podsol-Braunerden, da hier die Bodenentwicklung in geringerem Maße von lateralen Komponenten beeinflusst wird. Im Bereich holozäner Schwemmfächer im Übergang von den randlichen Hochgebieten zur Niederung liegen Kolluviale aus Podsol-Braunerde-Material vor.

Die Ökotopegefügekarte des Unterspreewaldes (Ausschnitt vgl. Abb. 2) ergibt sich – auf der Grundlage der Naturraumgliederung durch das Relief – aus der Synthese der Geomorphologischen Karte und der Bodenkarte unter Einbeziehung weiterer Faktoren wie ökologischer Feuchtegrad, Vegetation und Landnutzung. Insgesamt liegen im Untersuchungsgebiet 13 Ökotypen vor. Im Rahmen der angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung zur Erfassung anthropogen induzierter Ökosystemveränderungen wurde ein Messstationsnetz zur systematischen Erfassung von Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten konzipiert. Es ist in Form von sieben Transekten quer zur Abflussrichtung der Spree angelegt und umfasst 34 Messstationen (vgl. Abb. 3). Die Auswahl der Standorte für die einzelnen Messstationen orientierte sich an mehreren Repräsentativitätskriterien: Erstens sollten innerhalb eines jeden Transektes unterschiedliche Relief- und naturräumliche Einheiten des Stockwerkbbaus repräsentiert werden, um laterale Stoffflüsse nachvollziehen zu können. Zweitens erfolgte die Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in der Art, dass jeder Transekt entweder im Oberwasser oder im Unterwasser eines Staugürtels des seit den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts vorhandenen Staugürtelbewirtschaftungssystems (vgl. VÖTT 2001) liegt und jede Messstation eindeutig einem Vorfluter zuzuordnen ist. Drittens wurden die unterschiedlichen Landnutzungsformen (Wald, Wiese, Weide, Acker, Moor, Siedlung) mit einbezogen, um die von ihnen ausgehende mögliche Beeinflussung des Ökosystems erfassen zu können. Gleichzeitig mussten die Messstandorte über befahrbare Wege gut zugänglich sein, um sowohl die Installation als auch die wiederholte Beprobung aller Messstationen jeweils innerhalb eines Tages gewährleisten zu können.

Die 34 Messstationen können insgesamt sieben (I–VII) Ökotypen zugewiesen werden. Aufgrund des großen Grundwasserflurabstandes im Bereich der glazialen und glazifluvialen Hochflächen ist die dortige Anlage von Grundwasserbeobachtungsbrunnen mit technischen Schwierigkeiten behaftet, weshalb lediglich ein exemplarischer Messpunkt eingerichtet wurde. Kleinflächig oder am Rande des Untersuchungsgebietes auftretende Ökotypen wurden ebenfalls nicht erfaßt. Beim Vergleich der großen

Anzahl ausgegliederter Ökotope mit der maximalen Anzahl regelmäßig betreubarer Stationen schien es zudem sinnvoll, die Anzahl der Messpunkte pro Ökotyp aus statistischen Gründen nicht zu klein zu wählen.

Tabelle 1 zeigt die für die beprobten Ökotope typischen Kombinationen der jeweiligen ökosystemaren (Haupt-)Faktoren und die Verteilung der Messstationen auf die Ökotypen. Der Ökotyp I umfasst alle nassen bis feuchten Standorte mit Böden aus organogenem Substrat, auch in auefernen Toteishohlformen. Deshalb können innerhalb des Ökotypes Überflutungsmoorstandorte (Stationen 2B, 3B, 3E, 2F, 2G) von Kesselmoorstandorten (1B, 1C) getrennt werden. Die Ökotypen II und III bezeichnen feuchte Auenstandorte mit Böden aus lehmig-tonigem bzw. sandigem Substrat. Die feucht-frischen Standorte der Niederterrasse sind im Ökotyp IV, die frischen der höheren Talsandterrasse (T11) im Ökotyp V zusammengefasst. Für die Bereiche der Moränen und glazifluvialen Ablagerungen steht der Ökotyp VI. Sandige, trockene Standorte der Binnendünen und Flugsandfelder werden durch den Ökotyp VII vertreten.

### 3 Ökotypspezifische Quantifizierung der Messergebnisse

Grundwasserdaten wurden an eigens installierten Grundwasserbeobachtungsbrunnen erhoben. Zwischen Dezember 1996 und November 1998 wurden u. a. Grundwasserflurabstand, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Temperatur zweimal pro Monat ermittelt, für die Parameter elektrische Leitfähigkeit sowie die Gehalte an Nitrat, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Chlorid liegen monatliche, für die Konzentrationen von Ammonium, Phosphat und Eisen vierteljährliche Werte vor.

Den hier vorgestellten Bodendaten liegen für jede Messstation einmalige Beprobungen sowohl des Auflagehumus bzw. der oberen Oberbodenbereiche bis 5 cm Tiefe (Ct/N-Verhältnis) als auch der A-Horizonte bzw. aus 10 cm bis 30 cm Tiefe zugrunde. Letztere liefern Werte für den Boden-pH, für die Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (Gesamtstickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium, Eisen, Mangan), für die effektive Kationenaustauschkapazität, die daran beteiligten Kationen und die Basensättigung. Den Vegetationsdaten in Form von ELLENBERG'schen Zeigerwerten (vgl. ELLENBERG et al. 1992) liegen stationsgebundene einmalige Vegetationsaufnahmen (Juni/Juli 1998) nach der von BARKMAN et al. (1964) verfeinerten BRAUN-BLANQUET'schen Skala zugrunde (vgl. GLAVAC

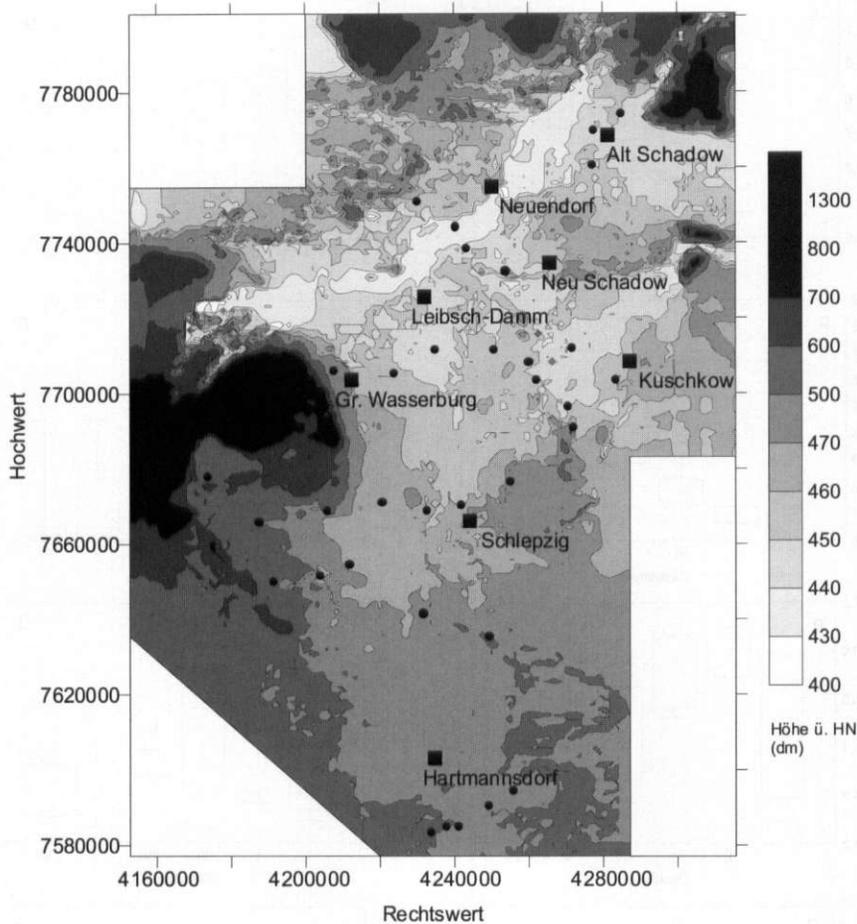


Abb. 3: Messstationsnetz zur angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung im Unterspreewald  
 Erläuterungen: Gauss-Krüger-Koordinaten, z. B. RW = (5)422 km = 4220000 dm  
 Sites of data sampling for the applied ecosystem monitoring in the Lower Spree Forest

1996, 86f.). Detaillierte Angaben zu Analyseparametern und Analyseverfahren für Grundwasser- und Bodendaten sowie zur Verfahrensweise bei den Vegetationsaufnahmen sind bei VÖTT (2000) zu finden.

Die Klassifizierung von Grundwasserdaten nach Ökotoypen ist in Abbildung 4 dargestellt. Der mittlere Grundwasserflurabstand nimmt von der Aue bis zu den Binnendünen sukzessive zu. Die einzelnen Ökotoypen unterscheiden sich eindeutig voneinander. Die jährliche Grundwasserschwankungsbreite nimmt hingegen in derselben Richtung ab. Die geringen Werte für den Ökotoyp II sind auf die erhöhte Kapillaritätswirkung der dort vorliegenden Lehm- und Tonböden zurückzuführen. Die Verteilung des Sauerstoffgehaltes des Grundwassers entspricht derjenigen der Flurabstände. Die erhöhte Streuung für den Ökotoyp VII wird durch die je nach Lage unterschiedliche

hohe Geschwindigkeit des Grundwasserabflusses verursacht. Nitrat wird hauptsächlich durch landwirtschaftliche Nutzung ins Grundwasser eingebracht. Daher zeigen die landwirtschaftlich am stärksten beanspruchten Typen III, IV und V sowohl die höchsten Werte als auch die höchsten Streuungen.

Bei größeren Flurabständen nimmt der Einfluss des sauren Substrates auf das Grundwasser zu, was in der Differenzierung der pH-Werte nach Ökotoypen zum Ausdruck kommt. Die starke Streuung für den Ökotoyp I liegt in der zusammengefassten Darstellung von eutrophen Überflutungsmoorstandorten und mesotroph-sauren Kesselmoorstandorten begründet. Die Verteilung der Orthophosphatgehalte nach Ökotoypen zeigt starke Grundwasserbelastungen im Auenbereich, geringere in den randlichen Gebieten. Die hohen Phosphatgehalte auf (an-)moorigen Standorten

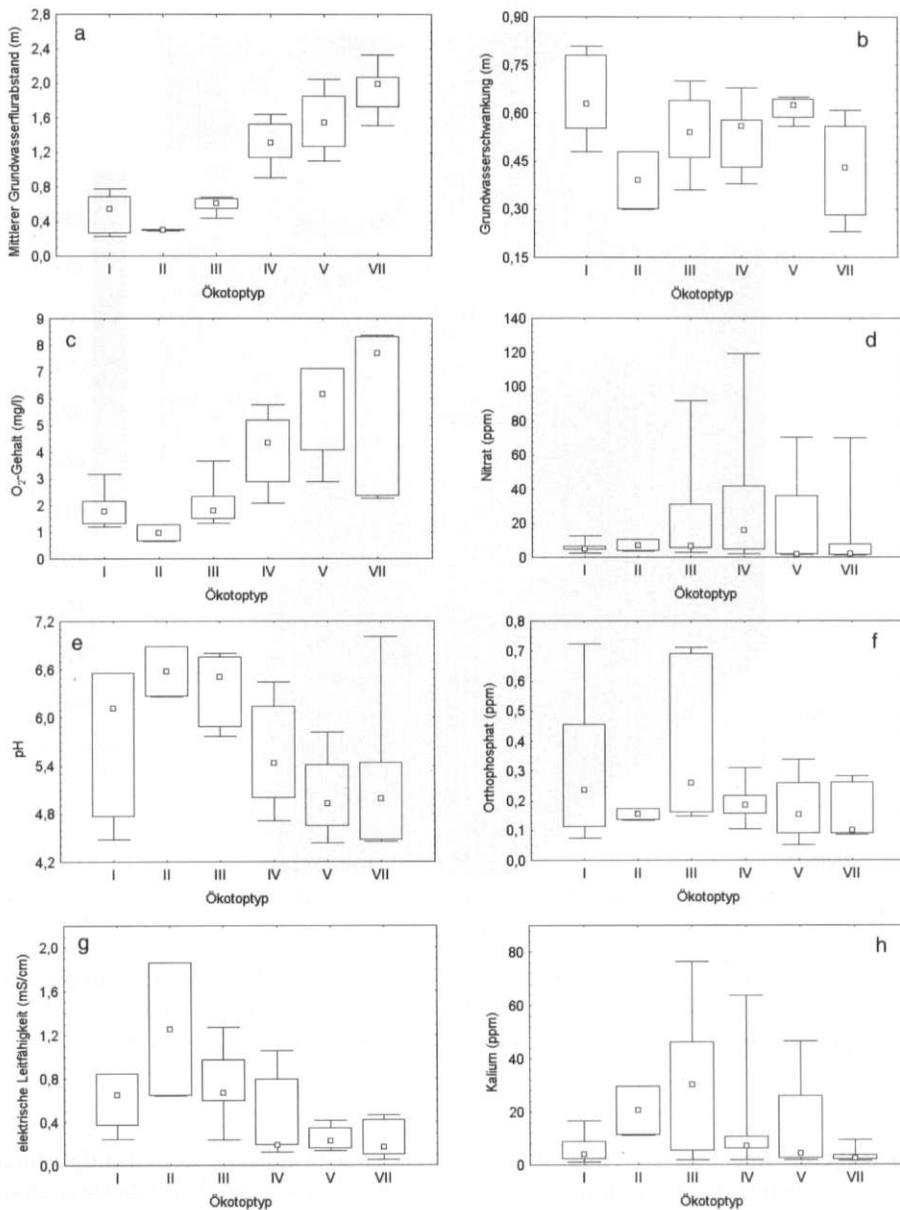


Abb. 4: Ausgewählte Grundwasserparameter, nach Ökotypen differenziert

Erläuterungen: Box (Rechteck): 25%–75% aller Werte, kleines Quadrat: Median, Whisker: Min-Max

Quelle: Eigene Erhebungen

Selected parameters of groundwater quality, differentiated by ecosystem units

(I) sind auf Torfzersetzungsvorgänge durch Grundwasserabsenkungen, jene auf sandigen Standorten (III) in erster Linie auf Düngung landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie auf den Phosphataustrag der zentral im Unterspreewald angelegten Karpfenteichwirtschaft bei Petkamsberg zurückzuführen. Die elektrischen Leitfähigkeiten der Grundwasser in Auenlage zeigen sehr hohe Werte, die teilweise ebenfalls auf Torfzersetzung

und Düngung, teilweise durch den Einfluss salzhaltiger Tiefenwasser auf das oberflächennahe Grundwasser erklärt werden können (vgl. VÖTT 2000). Die geringsten Leitfähigkeiten sind auf Standorten der extrem sauren und nährstoffarmen Binnendünen zu finden. Grundwasserabsenkungsbedingte Mineralisierung organischer Substanz und daher u. a. Freisetzung von Kalium findet Ausdruck in hohen Kaliumgehalten

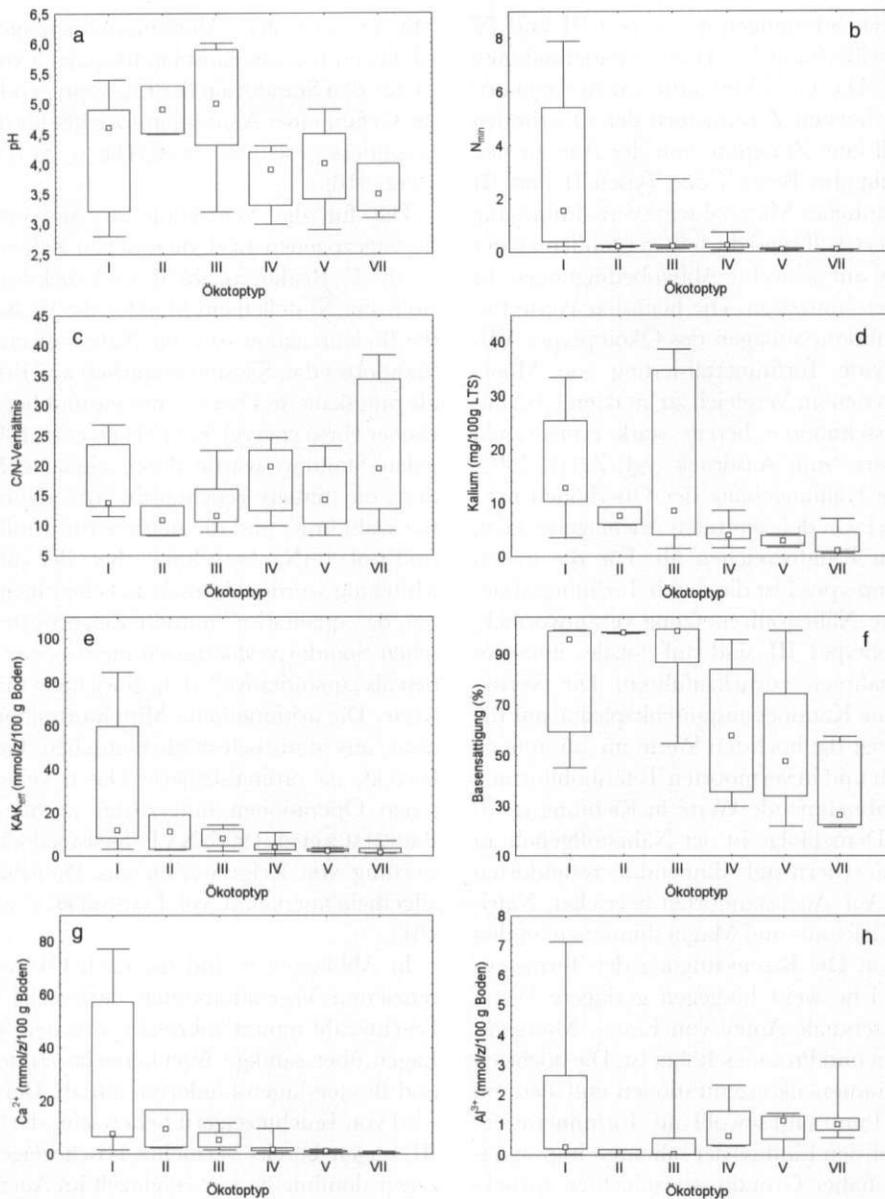


Abb. 5: Ausgewählte Bodendaten, nach Ökotypen differenziert  
 Erläuterungen: Box (Rechteck): 25%–75% aller Werte, kleines Quadrat: Median, Whisker: Min-Max  
 Quelle: Eigene Erhebungen  
 Selected soil data, differentiated by ecosystem units

der Auenökotypen. Die höchsten Werte lassen sich jedoch auf überdüngten Standorten der sandigen Aue und der benachbarten Terrassenlagen feststellen.

In Abbildung 5 sind ausgewählte Bodendaten, nach Ökotypen klassifiziert, dargestellt. Die Oberboden-pH-Werte zeigen eine deutliche Zweiteilung: Hohen pH-Werten im Auenbereich stehen niedrige pH-Werte auf den Talsandterrassen und Binnendünen gegen-

über. Innerhalb des Ökotypes I weisen Kesselmoorstandorte geringe, Überflutungsmoorstandorte hohe Werte auf. Die Verteilung des Gesamtgehaltes an pflanzenverfügbarem Stickstoff zeigt für den Ökotyp I die höchsten Werte. Sie sind Ausdruck für die enorme Stickstofffreisetzung durch grundwasserabsenkungsinduzierte Mineralisierungsvorgänge. Im Vergleich dazu weisen alle anderen Ökotypen geringe Gehalte

auf. Die stärkeren Streuungen der Typen III und IV sind auf landwirtschaftliche Düngungsmaßnahmen zurückzuführen. Das C/N-Verhältnis im Auflagehorizont bzw. den obersten Zentimetern der Oberböden zeigt tendenziell eine Zunahme von der Aue zu den Binnendünen hin. Im Bereich der Typen II und III anfallendes organisches Material wird verhältnismäßig rasch mineralisiert, während die hohen Quotienten der Typen IV und V auf schlechte Abbaubedingungen für Mikroorganismen hinweisen. Die höchsten Werte finden sich in Rohhumusaufgaben des Ökotypen VII. Die fortschreitende Torfmineralisierung von Moorböden kommt in den im Vergleich zu intakten Überflutungs- und Kesselmooren bereits stark erniedrigten C/N-Verhältnissen zum Ausdruck (vgl. ZETZ 1997, Tab. 5.2a.). Die Kaliumgehalte der Oberböden nehmen in der Regel von den zentralen Auenlagen zu den höher liegenden Randbereichen ab. Für die hohen Werte des Ökotypen I ist die durch Torfmineralisierung verursachte Nährstofffreisetzung verantwortlich, jene des Ökotypen III sind auf lokale, intensive Düngungsmaßnahmen zurückzuführen. Die Verteilung der effektiven Kationenaustauschkapazität auf die Ökotypen zeigt die höchsten Werte im (an-)moorigen Auenbereich und in vermoorten Toteishohlformen und sukzessive abnehmende Werte in Richtung randlicher Gebiete. Demzufolge ist der Nährstoffgehalt an den Bodenaustauschern auf Binnendünenstandorten am geringsten. Auf Auenstandorten herrschen Natrium-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumionen an den Austauschern vor. Die Basensättigung der Terrassen- und Dünenbereiche weist hingegen geringere Werte auf, da der prozentuale Anteil von Eisen-, Mangan-, Aluminiumionen und Protonen höher ist. Die höchsten absoluten Calciumionenkonzentrationen entfallen auf den Ökotyp I und sind sowohl auf Torfmineralisierung als auch auf den Einfluss der salinaren Imprägnation oberflächennaher Grundwasserschichten zurückzuführen (vgl. VÖTT 2000, 148ff.). Mit zunehmender Entfernung von der Aue nehmen die Gehalte austauschbarer Calciumionen stark ab. In Abhängigkeit vom pH-Wert nimmt die Menge des an den Austauschern adsorbierten Aluminiums zu den sauren Standorten der höheren Randbereiche hin zu. Aluminium kommt in Form von  $Al^{3+}$ -Ionen verstärkt ab einem pH(KCl)-Wert von  $< 4,2$  in sauren Bodenlösungen vor (vgl. KRIETER 1991, 54; ULRICH 1997, 43ff.). Kesselmoorstandorte weisen daher bei pH( $CaCl_2$ )-Werten von ca. 3 sehr hohe absolute Gehalte auf.

Im Gegensatz hierzu verfügen die Überflutungsmoorböden lediglich über Spurenkonzentrationen austauschbarer Aluminiumionen, was zur starken Streuung beim Box-Whisker-Plot für den Ökotyp I führt.

Mit prozentualen Aluminiumionenanteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität von bis zu 73% ist auf den Standorten der Ökotypen IV, V und VII die Gefahr einer Aluminiumtoxizität für die Vegetation besonders groß (vgl. SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1992, 316).

Die für die Vegetation zu Auswertungszwecken herangezogenen ELLENBERGSchen Zeigerwerte Feuchtezahl (F), Reaktionszahl (R) und Stickstoff- oder Nährstoffzahl (N) stellen ein Maß für die Wasserversorgung, die Bodenreaktion bzw. die Nährstoffversorgung eines Standortes dar. Sie sind empirisch auf Erfahrungsbasis als rangskalierte Daten ermittelt und liegen in tabellarischer Form vor (vgl. ELLENBERG et al. 1992, 15ff.). Für jeden Standort wurde durch einfache Mittelwertbildung die mittlere Feuchtezahl (mF), die mittlere Reaktionszahl (mR) und die mittlere Stickstoff- oder Nährstoffzahl (mN) berechnet. Bei der arithmetischen Mittelung wurden Armmächtigkeiten nicht berücksichtigt, da „qualitative“ mittlere Zeigerwerte den ökologischen Standortverhältnissen meist besser gerecht werden als „quantitative“, d. h. gewichtete mittlere Zeigerwerte. Die arithmetische Mittelwertbildung an sich ist zwar aus statistisch-mathematischen Gründen nicht korrekt, da ordinalskalierte Daten keinen arithmetischen Operationen unterzogen werden dürfen (vgl. BACKHAUS et al. 1996, XVI). Sie ist jedoch bei der Auswertung von Zeigerwerten aus Plausibilitätsgründen allgemein anerkannt (vgl. ELLENBERG et al. 1992, 27ff., 48f.).

In Abbildung 6 sind die nach Ökotypen differenzierten Vegetationsdaten dargestellt. Die mittlere Feuchtezahl nimmt sukzessive von den (an-)moorigen Lagen über sandige Auenbereiche zu den Terrassen- und Binnendünenstandorten hin ab. Der Ökotyp I wird von Feuchtezeigern beherrscht, die Typen II und III zeigen bereits vermehrt Frischezeiger an. Nässezeiger dominieren nur vereinzelt im Auenbereich, was auf die staugürtelbewirtschaftungsbedingt sehr selten gewordenen Überflutungen in den vergangenen Jahrzehnten und die gesunkenen Grundwasserstände zurückzuführen ist. Auf den Ökotypen IV und V herrschen Frischezeiger vor, Binnendünenstandorte (VII) sind durch dominierende Trockenzeiger gekennzeichnet. Die höchsten mittleren Reaktionszahlen entfallen auf die Ökotypen I, II und III, wobei innerhalb des Typen I die höheren Werte der Überflutungsmoorstandorte von den geringeren der Kesselmoorstandorte unterschieden werden können. Insgesamt herrschen im Auenbereich Mäßig- bis Schwachsäurezeiger vor. Die Abnahme der mittleren Reaktionszahlen über die Terrassenstandorte zu den Binnendünen hin ist mit dem verstärkten Einfluss des sauren Substrates bei größeren

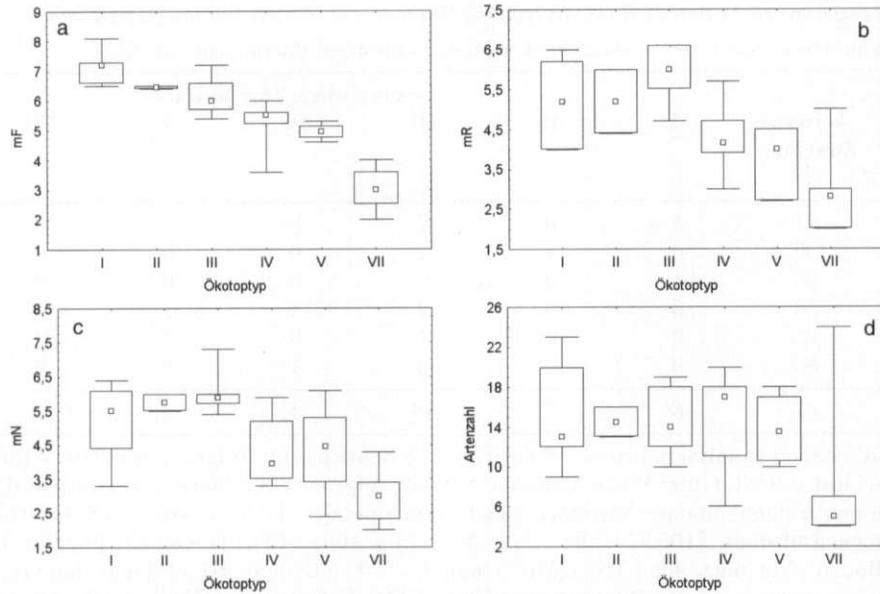


Abb. 6: Ausgewählte mittlere Zeigerwerte und Artenzahlen zu Vegetationsaufnahmen, nach Ökotoypen differenziert  
 Erläuterungen: Box (Rechteck): 25%-75% aller Werte, kleines Quadrat: Median, Whisker: Min-Max  
 Quelle: Eigene Erhebungen

Selected mean indicator values and numbers of species from vegetation studies, differentiated by ecosystem units

Grundwasserflurabständen verbunden. Während auf der Niederterrasse noch Mäßigsäurezeiger überwiegen, dominieren im Bereich der Binnendünen- und Flugsandfelder bereits Säurezeiger. Die starke Streuung der mR-Werte beim Ökotoyp IV wird durch Land-

nutzungseinflüsse verursacht. Einer hohen Mineralstickstoffversorgung der Standorte in Auenlage steht eine zu den Randbereichen hin abnehmende Stickstoffverfügbarkeit gegenüber. Die Ökotoypen I, II und III kennzeichnen (mäßig) stickstoffreiche Stand-

Tabelle 2: Klassifikationsmatrix als Ergebnis der Reklassifizierung von Grundwasserdaten mit Hilfe von Diskriminanzfunktionen  
 Classification matrix as a result of reclassification of groundwater data by means of discriminant functions

	Ökotoyp	korrekte Zuweisung (%)	prognostizierte Zugehörigkeit					n	
			I	II	III	IV	V		VII
beobachtete Zugehörigkeit	I	100	7	0	0	0	0	7	
	II	100	0	2	0	0	0	2	
	III	100	0	0	7	0	0	7	
	IV	83	0	0	0	5	1	6	
	V	75	0	0	0	1	3	4	
	VII	86	0	0	0	0	1	6	
	n	91	7	2	7	6	5	6	Σ 33

Erläuterungen: Datengrundlage: arithmetische Mittelwerte des Zeitraums Dez. 1996–Nov. 1998; Diskriminanzanalyse schrittweise vorwärts (16 Schritte) mit Toleranz = 0,010, F für Aufnahme = 0,80, F für Ausschluß = 0,00. Güte: Wilks' Lambda = 0,003, approx.  $F(50, 85) = 4,520$  mit  $p < 0,0000$ . In Diskriminanzfunktionen aufgenommene Variablen (nach abnehmender Trennschärfe): mittlerer Flurabstand (m),  $c(Fe^{2+})$  (ppm),  $c(NH_4^+)$  (ppm),  $c(Cl^-)$  (ppm),  $c(K^+)$  (ppm), Jahresschwankung (m), Temperatur (K),  $c(NO_3^-)$  (ppm), pH (entlogarithmiert),  $c(Mg^{2+})$  (ppm). Nicht in Diskriminanzfunktionen aufgenommen:  $O_2$ -Gehalt (mg/l), el. Leitfähigkeit (mS/cm), (Ortho-)Phosphatgehalt (ppm),  $c(Na^+)$  (ppm),  $c(Ca^{2+})$  (ppm),  $c(Mn^{2+})$  (ppm)

Quelle: Eigene Erhebungen

Tabelle 3: Klassifikationsmatrix als Ergebnis der Reklassifizierung von Bodendaten mit Hilfe von Diskriminanzfunktionen

Classification matrix as a result of reclassification of soil data by means of discriminant functions

	Ökotyp	korrekte Zuweisung (%)	prognostizierte Zugehörigkeit					n	
			I	II	III	IV	V		VII
beobachtete Zugehörigkeit	I	71	5	0	2	0	0	0	7
	II	50	0	1	1	0	0	0	2
	III	86	1	0	6	0	0	0	7
	IV	50	0	0	2	3	1	0	6
	V	25	0	0	1	0	1	2	4
	VII	86	0	0	0	1	0	6	7
	n	67	6	1	12	4	2	8	Σ 33

*Erläuterungen:* Diskriminanzanalyse schrittweise vorwärts (16 Schritte) mit Toleranz = 0,010, F für Aufnahme = 1,10, F für Ausschluß = 0,00. Güte: Wilks' Lambda = 0,062, approx.  $F(35, 90) = 2,42$  mit  $p < 0,0004$ . In Diskriminanzfunktionen aufgenommene Variablen (nach abnehmender Trennschärfe; LTS Lufttrockensubstanz (20°C), TS Trockensubstanz (105°C)): BS (%),  $N_{\min}$  (mg/100g TS), Fe-Gehalt (mg/kg LTS),  $c(H^+)$  (mmol/z/100g Boden), Mg (mg/100g LTS),  $c(Mg^{2+})$  (mmol/z/100 g Boden), pH (entlogarithmiert). Nicht in Diskriminanzfunktionen aufgenommen: P-Gehalt (mg/100g LTS), K-Gehalt (mg/100g LTS), Mn-Gehalt (mg/kg LTS), C/N-Verhältnis,  $c(Na^{2+})$  (mmol/z/100g Boden),  $c(K^+)$  (mmol/z/100g Boden),  $c(Ca^{2+})$  (mmol/z/100g Boden),  $c(Al^{3+})$  (mmol/z/100 g Boden),  $KAK_{eff}$  (mol/z/100g Boden)

*Quelle:* Eigene Erhebungen

orte, während die Typen IV und V durch mäßig stickstoffreiche bis stickstoffarme Standorte charakterisiert sind. Die Dünenbereiche des Ökotypen VII stellen ausgesprochen stickstoffarme Standorte dar. Spannweite und Lage der mittleren Quartile bei der Klassifizierung der Artenzahlen nach Ökotypen deuten darauf hin, dass die Artenzahl von der Aue zu den Tal sandterrassen hin abnimmt. Binnendünen sind die artenärmsten Standorte. Die starke, nach oben gerichtete Streuung bei diesem Typ wird durch einen Aufnahmepunkt im Einflussbereich des Stadtgebietes von Lübben verursacht.

#### 4 Überprüfung der Ökotypabhängigkeit von Ökofaktoren mittels Diskriminanzanalyse

Die graphische Differenzierung der Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten nach empirisch ermittelten Ökotypen zeigt eindeutig die räumlich unterschiedliche Ausformung der Ökosystemfaktoren und die Nützlichkeit der vorgenommenen Einteilung als Interpretationsgrundlage. Zur Überprüfung der ökotypspezifischen Klassifizierung eignet sich das multivariate statistische Analyseverfahren der Diskriminanzanalyse besonders gut. Es wird üblicherweise dazu verwendet, eine – hier durch die Ergebnisse landschaftsökologischer Geländearbeiten – vorgegebene empirische Gruppierung zu überprüfen sowie diejenigen

Variablen herauszufinden, die am stärksten zur Trennung zwischen den einzelnen Gruppen beitragen (vgl. CLAUB u. EBNER 1992; BACKHAUS et al. 1996). Vor Durchführung von Diskriminanzanalysen müssen die herangezogenen Datensätze auf ihre Eignung hin überprüft werden. Die zu erfüllenden Bedingungen sind nach BAHRENBURG et al. (1992, 339) und BACKHAUS et al. (1996, 95, 149):

- Alle eingesetzten Variablen müssen metrisch skaliert sein,

- der Stichprobenumfang pro Gruppe muss mindestens zwei betragen,

- jedes Element der Stichprobe gehört jeweils nur einer Gruppe, also einem Ökotypen, an.

Bei einer schrittweisen Diskriminanzanalyse sollte

- der Stichprobenumfang mindestens doppelt so groß wie die Anzahl der in das Diskriminanzmodell aufgenommenen Variablen und

- die Anzahl der Gruppen nicht größer als die Anzahl der aufgenommenen Variablen sein (vgl. auch BAHRENBURG et al. 1992, 34ff.; FAHRMEIR et al. 1996, 372ff.).

Diskriminanzanalysen wurden für die Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdatensätze einzeln und für einen kombinierten Datensatz aus ausgewählten Daten aller drei Bereiche durchgeführt (aus obigen Gründen konnte der exemplarische Standort des Ökotypen VI in die Analyse nicht einbezogen werden). Die Berechnungen wurden mit Hilfe des EDV-Programmes

Tabelle 4: Klassifikationsmatrix als Ergebnis der Reklassifizierung von Vegetationsdaten mit Hilfe von Diskriminanzfunktionen

Classification matrix as a result of reclassification of vegetation data by means of discriminant functions

		Ökotoyp	korrekte Zuweisung (%)	prognostizierte Zugehörigkeit					n	
				I	II	III	IV	V		VII
beobachtete Zugehörigkeit	I		86	6	0	1	0	0	0	7
	II		0	0	0	2	0	0	0	2
	III		86	1	0	6	0	0	0	7
	IV		50	0	0	2	3	0	1	6
	V		25	0	0	0	3	1	0	4
	VII		100	0	0	0	0	0	5	5
	n		68	7	0	11	6	1	6	Σ 31

Erläuterungen: Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen (Juni, Juli 1998) nach BRAUN-BLANQUET, Zeigerwertermittlung nach ELLENBERG et al. (1992). Diskriminanzanalyse schrittweise vorwärts (6 Schritte), Toleranz = 0,010, F für Aufnahme = 1,75, F für Ausschluß = 0,00. Güte: Wilks' Lambda = 0,091, approx.  $F(10, 46) = 10,63$  mit  $p < 0,0000$ . In Diskriminanzfunktionen aufgenommene Variablen (nach abnehmender Trennschärfe): mF, mN. Nicht in Diskriminanzfunktionen aufgenommen: mL, mT, mR, Artenzahl

Quelle: Eigene Erhebungen

STATISTICA für Windows (StatSoft (Europe) GmbH, Hamburg) nach dem „schrittweise vorwärts“-Verfahren vorgenommen. Hierbei werden die Variablen schrittweise (iterativ) auf ihre Diskriminanzigenschaften überprüft und, je nachdem, ob sie den eingestellten Diskriminanzkriterien entsprechen, entweder in die Liste der diskriminierenden Variablen aufgenommen oder ausgeschlossen (vgl. FAHRMEIR et al. 1996, 385 ff.; RÖHR 1997). Im Ergebnis werden nur diejenigen Variablen in das Diskriminanzmodell integriert, die signifikant zur Verbesserung der Diskriminanz, d. h. am stärksten zum Gruppierungseffekt beitragen.

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Diskriminanzanalyse von Grundwasserdaten und der Reklassifizierung des Stichproben-Datensatzes angegeben. Von 16 eingegebenen Variablen wurden zehn in das Diskriminanzmodell aufgenommen. Die größten Trennschärfen weisen die Variablen mittlerer Grundwasserflurabstand, Eisen-, Ammonium- und Chloridgehalt auf. Die Diskriminanzanalyse weist mit einem Gütemaß von Wilks' Lambda = 0,003 und einer mittels F-Test berechneten Sicherheitswahrscheinlichkeit von > 99,9999% eine sehr hohe Qualität auf. Bei der Reklassifizierung werden lediglich drei Grundwasserbeobachtungsbrunnen einem anderen als dem empirisch ermittelten Ökotoyp zugeordnet. Insgesamt erfolgt in 91% aller Fälle eine korrekte (Wieder-)Zuweisung.

Die Ergebnisse bestätigen, dass im Unterspreewald eine Grundwasserklassifizierung in der topischen Dimension nach den in der Ökotoypgefügekarte ausgewiesenen Ökotoypen möglich ist. Zur hinreichenden

Charakterisierung der ökotoypspezifischen Grundwasserhältnisse sowie zur Zuordnung neuer Grundwasserstichproben zu einem Ökotoyp genügt daher die Ermittlung der zehn in das Diskriminanzmodell aufgenommenen Variablen.

Die Diskriminanzanalyse der Bodendaten weist mit Wilks' Lambda = 0,062 und einer F-Test-geprüften Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,04% ebenfalls eine hohe Güte auf. Sieben der 15 eingegebenen Variablen wurden in das Diskriminanzmodell aufgenommen. Die Variablen mit der höchsten Trennschärfe stellen dabei die Oberboden-Basensättigung, der Gesamtgehalt an Mineralstickstoff, der Gehalt an pflanzenverfügbarem Eisen, die Menge der an den Bodenaustauschern adsorbierten Protonen sowie der Gehalt an pflanzenverfügbarem Magnesium, insgesamt also wesentliche Parameter zur Kennzeichnung der Nährstoffverhältnisse eines Standortes, dar (vgl. Tab. 3). 12 von 33 einbezogenen Standortdaten wurden bei der Reklassifizierung einem anderen als dem empirisch gefundenen Ökotoypen zugeordnet, was eine korrekte Zuweisungsrate von 67% ergibt. Die zuverlässigste Zuweisung erfolgte für Standorte der Typen I, III und VII. Hingegen wurden zahlreiche Standorte des Ökotoyps IV durch die Reklassifizierung einem anderen Ökotoyp (III, V) zugewiesen. Die schlechteste Zuweisungsrate weist der Ökotoyp V auf. Hier stimmt lediglich für einen Standort die empirisch vorgefundene mit der prognostizierten Zuordnung überein. Insgesamt übersteigt die berechnete Zuordnungsrate jedoch bei weitem jene, die sich aus der rein zufälligen Aufteilung der Standorte auf die zur Verfügung ste-

henden Gruppen ergibt. Aus der Gruppengröße und dem Stichprobenumfang ergibt sich als mittlere Zufallstrefferquote ein Wert von knapp 17%. Die Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zeigen, dass eine Gruppierung der Bodendaten im Unterspreewald nach Ökotoptypen eine zuverlässige und statistisch signifikante Interpretationsgrundlage darstellt. Gleichzeitig enthält das gefundene Diskriminanzmodell wesentliche und aussagekräftige bodenchemische Parameter.

Die Diskriminanzanalyse auf der Basis der vorliegenden Vegetationsdaten besitzt bei Wilks' Lambda = 0,091 und einer F-Test-geprüften Sicherheitswahrscheinlichkeit von > 99,9999% ebenfalls hohe Gütemaße. Allerdings kann der Empfehlung, mehr Variablen in die Diskriminanzfunktion aufzunehmen als Gruppen vorhanden sind (s. o.), nicht entsprochen werden. Die Plausibilität der berechneten Ergebnisse rechtfertigt jedoch ihre Besprechung. Lediglich zwei von sechs Variablen werden in das Diskriminanzmodell integriert, die mittlere Feuchtezahl und die mittlere Nährstoffzahl (vgl. Tab. 4). Auch hier zeigen die Ökotoptypen I, III und VII die höchsten einzelnen Zuordnungswerte. Für die beiden Stichprobenelemente, für die empirisch der Ökotoptyp II ausgewiesen wurde, wird eine Zuweisung zum Typ III prognostiziert.

Die meisten Standorte des Ökotoptyps V werden durch das Diskriminanzmodell dem Ökotoptyp IV zugeordnet, während ein großer Teil der empirisch zum Typ IV gezählten Standorte dem Ökotoptyp der sandigen Auenbereiche (III) zugeschrieben wird. Hierdurch erlangt der Ökotoptyp III eine weit größere Anzahl zugewiesener Standorte, als dies nach der empirischen Einteilung der Fall ist. Insgesamt ergibt die Reklassifizierung der Stichprobe jedoch eine hohe korrekte Zuweisungsrate von im Mittel 68% bei einer mittleren Zufallstrefferquote von 17%.

Die Berechnungen belegen die statistische Signifikanz der Klassifizierung von Vegetationsdaten nach Ökotoptypen. Mittels zweier der wichtigsten ELLENBERG'schen Zeigerwerte können die im Unterspreewald auftretenden Vegetationsgemeinschaften hinreichend genau einem Ökotoptyp bzw. einer Vergesellschaftung von Ökotoptypen zugeschrieben werden. Strenggenommen ist eine arithmetische Mittelung der als ordinal skalierte Daten vorliegenden ELLENBERG'schen Zeigerwerte mathematisch nicht statthaft. In der Praxis werden die Zeigerwerte allerdings wie metrisch skalierte Daten behandelt, in dem Wissen, dass es sich bei den Berechnungsergebnissen lediglich um plausible Trendaussagen handelt (vgl. ELLENBERG et al. 1992, 10, 29).

Ökosysteme werden als übergeordnete Wirkungsgefüge begriffen (vgl. TISCHLER 1993, 144ff.; ELLENBERG

1996, 102). Es liegt daher nahe, auch der räumlichen Grundlage eines Ökosystems, dem Ökotopgefüge, ein ähnlich komplexes Beziehungsgeflecht zugrunde zu legen. Die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen im Unterspreewald untersuchten Ökofaktoren Relief, Grundwasser, Böden und Vegetation kommen in den Ergebnissen der Diskriminanzanalyse eines kombinierten, multifaktoriellen Datensatzes zum Ausdruck. In die Erstellung des Diskriminanzmodells sind nur solche Grundwasser-, Boden- und Vegetationsvariablen einbezogen worden, die bei der jeweiligen monofaktoriellen Diskriminanzanalyse als Trennvariablen ausgewiesen wurden (vgl. Tab. 2, 3, 4). Beim Bodendatensatz wurde auf die Einbindung der Magnesiumkonzentration an den Bodenaustauschern und des entlogarithmierten pH-Wertes zugunsten der Variablen pflanzenverfügbarer Magnesiumgehalt und Protonenkonzentration an den Austauschern verzichtet. Letztere weisen bei vergleichbarer inhaltlicher Aussagekraft eine deutlich größere Trennschärfe auf.

Von den insgesamt 17 zur Auswahl stehenden Variablen wurden 14 in das Diskriminanzmodell (Stichprobenumfang 31) integriert. Die Diskriminanzanalyse weist mit Wilks' Lambda = 0,0001 eine sehr hohe Güte auf. Die Irrtumswahrscheinlichkeit liegt, durch F-Test-Prüfung ermittelt, quasi bei 0%. Die Ergebnismatrix der Reklassifizierung der Stichprobe ergibt bei einer mittleren Zufallstrefferquote von 17% in allen Fällen eine korrekte Zuweisung (vgl. Tab. 5). Dies bedeutet, dass die im Unterspreewald empirisch gefundene Ökotoptypen-Einteilung mittels einer Kombination aus 14 Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten eindeutig statistisch belegt werden kann. Hier, wie auch bei den Reklassifizierungsergebnissen der bereits besprochenen Diskriminanzanalysen, muss allerdings der Stichprobeneffekt berücksichtigt werden, der sich dadurch ergibt, dass die Reklassifizierung auf der Basis derselben Stichprobe durchgeführt wird, die auch der Erstellung des Diskriminanzmodells zugrunde liegt. Bei der Anwendung des Modells auf eine andere Stichprobe muss deshalb von einer niedrigeren Trefferquote ausgegangen werden. Die für die Berechnung einer bereinigten Trefferquote erforderliche Trennung der Stichprobe in eine Test- und eine Kontrollstichprobe erschien beim gegebenen Stichprobenumfang nicht sinnvoll, da die Zuverlässigkeit des Diskriminanzmodells sonst nicht gewährleistet wäre (vgl. BACKHAUS et al. 1996, 116f.).

Die durchgeführte Diskriminanzanalyse liefert bei sechs Gruppen fünf normierte (kanonische) Diskriminanzfunktionen mit unterschiedlicher diskriminatorischer Bedeutung. Letztere findet Ausdruck im jeweiligen Eigenwertanteil. In der Regel sind die beiden

Tabelle 5: Klassifikationsmatrix als Ergebnis der Reklassifizierung von Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten mit Hilfe von Diskriminanzfunktionen

Classification matrix as a result of reclassification of groundwater, soil, and vegetation data by means of discriminant functions

	Ökotyp	korrekte Zuweisung (%)	prognostizierte Zugehörigkeit					n	
			I	II	III	IV	V		VII
beobachtete Zugehörigkeit	I	100	7	0	0	0	0	0	7
	II	100	0	2	0	0	0	0	2
	III	100	0	0	7	0	0	0	7
	IV	100	0	0	0	6	0	5	6
	V	100	0	0	0	0	4	0	4
	VII	100	0	0	0	0	0	5	5
	n	100	7	2	7	6	4	5	Σ 31

Erläuterungen: Datengrundlage: Grundwasser: arithmetische Mittelwerte Dez. 1996–Nov. 1998; Boden: Beprobung 1998; Vegetation: Aufnahmen (Juni/Juli 1998) nach BRAUN-BLANQUET u. Ermittlung ELLENBERG'scher Zeigerwerte. Diskriminanzanalyse schrittweise vorwärts (17 Schritte) mit Toleranz = 0,010, F für Aufnahme = 1,10, F für Ausschluß = 0,00. Güte: Wilks' Lambda = 0,0001, approx.  $F(70, 61) = 5,166$  mit  $p < 0,0000$ . Reihenfolge der Variablen im Modell (nach abnehmender Trennschärfe; GW Grundwasser, B Boden, V Vegetation, LTS Lufttrockensubstanz (20 °C), TS Trockensubstanz (105 °C)); mittlerer Flurabstand (m/GW),  $c(\text{Fe}^{2+})$  (ppm/GW), mF (V),  $N_{\min}$  (mg/100g TS/B),  $c(\text{NH}_4^+)$  (ppm/GW), Mg (mg/100g LTS/B), mN (V),  $c(\text{Cl}^-)$  (ppm/GW),  $c(\text{NO}_3^-)$  (ppm/GW),  $c(\text{Mg}^{2+})$  (ppm/GW), Temp. (K/GW),  $c(\text{K}^+)$  (mmol/z/100g Boden/B), Jahresschwankung (m/GW), Fe (mg/kg LTS/B); ausgeschlossene Variablen: pH (entlogarithmiert/GW),  $\text{H}^+$  (mmol/z/100g Boden/B), Basensättigung (mmol/z/100g Boden/B)

Quelle: Eigene Erhebungen

Funktionen mit dem höchsten Eigenwertanteil zur Darstellung der Analyseergebnisse ausreichend (vgl. BACKHAUS et al. 1996, 113f.). Im Unterspreewald ergibt sich bei einer allgemeinen Form der kanonischen Diskriminanzfunktion

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_ix_i$$

mit

$y$  = Diskriminanzvariable

$x_i$  = Merkmalsvariable ( $i = 1, 2, 3, \dots, i$ )

$b_i$  = Diskriminanzkoeffizient für Merkmalsvariable  $i$

$b_0$  = Konstante

und GW = Grundwasserdaten, B = Bodendaten, V = Vegetationsdaten, TS = Trockensubstanz (bei 105 °C), LTS = Lufttrockensubstanz (bei 20 °C):

#### Funktion 1:

$$y = 0,969 \cdot \text{mittlerer Flurabstand (m/GW)} - 3,001 \cdot c(\text{Fe}^{2+}) \text{ (ppm/GW)} + 0,206 \cdot \text{mF (V)} + 0,599 \cdot N_{\min} \text{ (mg/100g TS/B)} + 1,848 \cdot c(\text{NH}_4^+) \text{ (ppm/GW)} - 1,957 \cdot \text{Mg-Gehalt (mg/100g LTS/B)} + 0,861 \cdot \text{mN (V)} + 2,859 \cdot c(\text{Cl}^-) \text{ (ppm/GW)} - 1,142 \cdot c(\text{NO}_3^-) \text{ (ppm/GW)} - 1,455 \cdot c(\text{Mg}^{2+}) \text{ (ppm/GW)} + 0,379 \cdot \text{Temperatur (K/GW)} - 0,373 \cdot c(\text{K}^+) \text{ (ppm/GW)} + 0,486 \cdot \text{Jahresschwankung (m/GW)} - 0,378 \cdot \text{Fe-Gehalt (mg/kg LTS/B)}$$

Eigenwert: 46,37

kumulierter Eigenwertanteil (Funktion 1): 65,20%

#### Funktion 2:

$$y = -0,031 \cdot \text{mittlerer Flurabstand (m/GW)} - 0,935 \cdot c(\text{Fe}^{2+}) \text{ (ppm/GW)} + 1,040 \cdot \text{mF (V)} + 1,694 \cdot N_{\min} \text{ (mg/100g TS/B)} + 1,094 \cdot c(\text{NH}_4^+) \text{ (ppm/GW)} - 1,711 \cdot \text{Mg-Gehalt (mg/100g LTS/B)} + 1,388 \cdot \text{mN (V)} + 1,338 \cdot c(\text{Cl}^-) \text{ (ppm/GW)} - 1,332 \cdot c(\text{NO}_3^-) \text{ (ppm/GW)} - 1,042 \cdot c(\text{Mg}^{2+}) \text{ (ppm/GW)} + 0,377 \cdot \text{Temperatur (K/GW)} + 0,325 \cdot c(\text{K}^+) \text{ (ppm/GW)} + 0,662 \cdot \text{Jahresschwankung (m/GW)} - 0,145 \cdot \text{Fe-Gehalt (mg/kg LTS/B)}$$

Eigenwert: 20,83

kumulierter Eigenwertanteil (Funktion 1 und 2): 94,48%

Der kumulierte Eigenwertanteil der beiden Funktionen von über 94% bezeugt ihre sehr hohe Trennungsgüte. Die restlichen knapp 6% entfallen auf die verbleibenden drei Funktionen geringerer diskriminatorischer Bedeutung.

Abbildung 7 dient als Darstellung der Ökotypen in der Diskriminanzfunktionsebene der zwei Diskriminanzfunktionen. Sie zeigt, dass die Stichprobenelemente mit Hilfe der angegebenen Funktionen eindeutig den empirisch ausgewiesenen Ökotypen zugeordnet werden können und bekräftigt damit die durch die Reklassifizierung erreichten hervorragenden Ergebnisse.

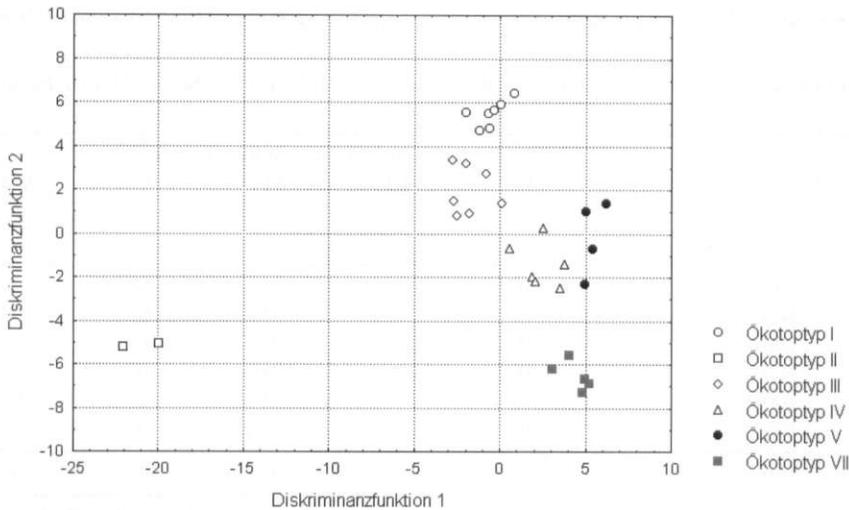


Abb. 7: Kanonische Werte für die Diskriminanzfunktionen 1 und 2 zur Darstellung der Trennqualität der Diskriminanzanalyse

Quelle: Eigene Erhebungen

Canonical values ('root values') for the discriminant functions 1 and 2 illustrating the discriminant quality of the discriminant analysis

Dem komplexen ökosystemaren Wechselwirkungsgefüge, das in den einzelnen Ökotypen unterschiedlich ausgebildet ist, kann demzufolge durch die Verwendung eines kombinierten Datensatzes sehr viel stärker Rechnung getragen werden, als dies durch die alleinige Berücksichtigung einzelner Faktoren möglich ist.

##### 5 Korrelationen zwischen Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten

Wirkungsbeziehungen zwischen einzelnen Ökofaktoren können durch die Berechnung von Korrelationskoeffizienten quantifiziert werden. Hierbei muss allerdings bedacht werden, dass eine hohe Korrelation nicht gleichzusetzen ist mit dem Beleg für eine kausale Verknüpfung (vgl. BACKHAUS et al. 1996, 202), sondern lediglich für einen irgendwie gearteten Zusammenhang. Auf Ursache-Wirkungs-Interpretationen wird an dieser Stelle verzichtet, sie sind bei VÖTT (2000) ausführlich dargestellt.

Zwischen Grundwasser- und Bodendaten liegen hauptsächlich mittlere signifikante Korrelationen vor (vgl. Tab. 6). Besondere Bedeutung in der Korrelationsmatrix besitzen die Grundwasserparameter mittlerer Flurabstand und Ammoniumgehalt, die beide in die Diskriminanzanalyse eingeflossen sind. Bei den Bodendaten gilt dies für die Variablen pflanzenverfügbares Mangan und Basensättigung. Letztere ist zwar

aus der Diskriminanzanalyse der Bodendaten als die am stärksten trennende Variable hervorgegangen, wurde allerdings in das kombinierte Diskriminanzmodell nicht mit eingebunden (vgl. Tab. 3, 5). Die Ursache hierfür liegt möglicherweise im sogenannten Badewanneneffekt, der ab einer bestimmten Anzahl in die Diskriminanzfunktionen einbezogener Variablen bei der Aufnahme weiterer Variablen, auch wenn diese große Trennschärfe besitzen, höhere Fehlerraten erzeugt (vgl. FAHRMEIR et al. 1996, 372).

Von den 12 Grundwasservariablen, für die eine signifikante Korrelation mit Vegetationsvariablen gefunden wurde (vgl. Tab. 7), sind sieben in das vorgestellte Diskriminanzmodell eingebunden. Insgesamt zeigt die Korrelationsmatrix starke bis sehr starke Zusammenhänge an. Besonders hervorzuheben sind die negativen Korrelationen zwischen mittlerem Flurabstand während der Vegetationsperiode und mF- sowie mN-Wert, zwischen dem Eisengehalt des Grundwassers und dem mF-Wert sowie zwischen den im Grundwasser gelösten Nährstoffen und dem mN-Wert. Die Koeffizienten der Korrelation zwischen Vegetations- und Bodendaten sind in Tabelle 8 als Matrix abgebildet. Zwischen pflanzenverfügbarem Magnesium im Oberboden, das in das Diskriminanzmodell eingebaut ist, und mF- bzw. mN-Wert ergeben sich starke Zusammenhänge.

Die Berechnung von Korrelationen zwischen Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten für die einzelnen Ökotypen erschien aufgrund des gerin-

gen Stichprobenumfangs statistisch nicht sinnvoll. Die exemplarische graphische Darstellung der innerhalb der Ökofaktoren am stärksten trennenden Variablen mittlerer Grundwasserflurabstand (vgl. Tab. 2), Oberboden-Basensättigung (vgl. Tab. 3) und mittlerer Feuchtewert (vgl. Tab. 4) zeigt jedoch, dass die unterschiedlichen Ökotypen mehr oder weniger deutlich voneinander abgrenzbare Korrelationsmuster aufweisen (vgl. Abb. 8). Die Punktwolken der Ökotypen I, II und III sind durch geringe Grundwasserflurabstände, hohe Basensättigungen und hohe mittlere Feuchtezahlen gekennzeichnet. Im Gegensatz hierzu sind für den Ökotyp VII große Flurabstände, niedrige bis mittlere Basensättigungen und geringe mittlere Feuchtezahlen charakteristisch. Die Punktwolken der Ökotypen IV und V nehmen eine Übergangsstellung ein.

#### 6 Bedeutung der Diskriminanzanalyse für die Erfassung von Ökosystemveränderungen

Der Unterspreewald stellt seit Beginn des 20. Jahrhunderts ein Grundwasserabsenkungsgebiet dar. Die mit der Umstrukturierung des Niederlausitzer Braunkohlenbergbaus verbundene Abnahme der Sumpfungswassereinleitungen in die Spree seit 1989/90 hat zu einer Reaktivierung des in den vergangenen Hundert Jahren hydromeliativ angelegten Grundwasserabsenkungspotentials und damit zu brisanten sommerlichen Wassermangelphasen geführt. Der Fortbestand des als UNESCO-Biosphärenreservat anerkannten Kulturlandschaftsraumes Spreewald in seiner heutigen Form ist durch die veränderten wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen akut gefährdet.

Der verstärkte Grundwasserabsenkungsimpuls hat vor allem höher liegende Talsandterrassen- und Moränenstandorte erfasst, von denen trotz des stark ausgebauten Staugürtelbewirtschaftungssystems besonders in den Sommermonaten ein erhöhter Grundwasserabfluss zur Aue, allenthalben begleitet von einer Zunahme der Grundwasserschwankungsbreite, feststellbar ist. Wie die starken Korrelationen zwischen Grundwasser-, Boden- und Vegetationsdaten unterstreichen und durch Untersuchungen im Rahmen einer angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung belegt ist, sind damit umfangreiche Veränderungen im Gesamtsystem verbunden. Diese umfassen sowohl Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit (z. B. abnehmende Sauerstoffgehalte, zunehmende pH-Werte und höhere Nährstofffrachten (Eutrophierung) auf Auenstandorten, erhöhte Sauerstoffgehalte, Grundwasserversauerung und fortschreitende Nähr-

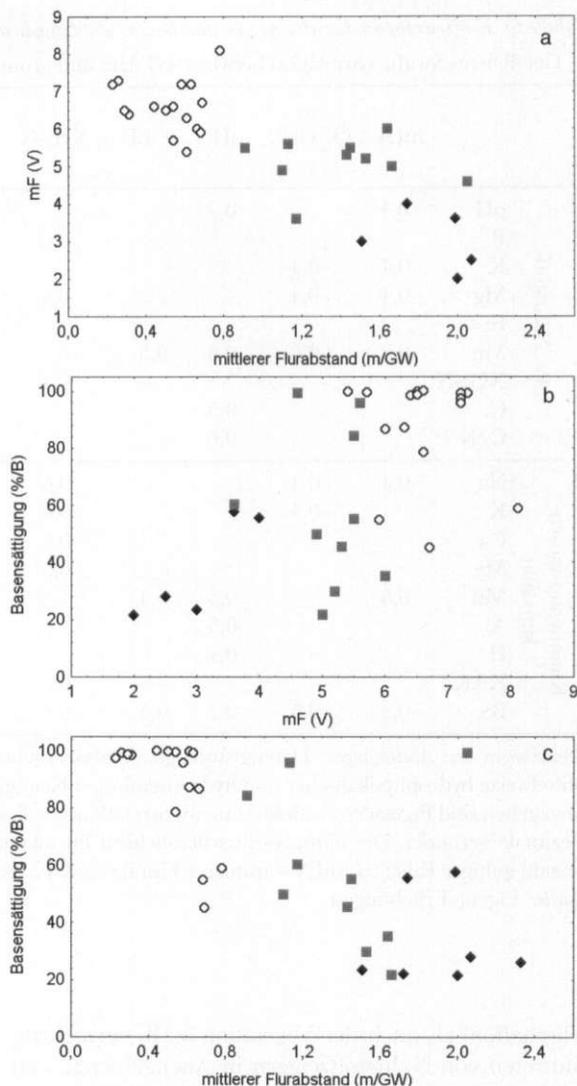


Abb. 8: Korrelationsmuster ausgewählter geökologischer Schlüsselgrößen, nach Ökotypen differenziert  
 Erläuterungen: GW Grundwasser, B Boden, V Vegetation;  
 Punkte: Ökotypen I, II, III; Quadrate: Ökotypen IV, V; Rauten: Ökotyp VII  
 Quelle: Eigene Erhebungen

Correlation patterns of selected geoeological key-variables, differentiated by ecosystem units

stoffverarmung auf Talsand-, Binnendünen- und Moränenstandorten), der Bodenverhältnisse (z. B. Erhöhung von pH-Wert und Nährstoffkonzentrationen durch beschleunigten Abbau organischer Substanz in Auenlage, Bodenversauerung und Abnahme der Nährstoffkonzentrationen, verstärkte Aluminiumtoxizitätsgefahr auf sandigen Standorten der Randbereiche, Degradierung und Verschiebung von Bodentypenge-

Tabelle 6: Koeffizienten der Korrelation zwischen Boden- und Grundwasserdaten

Coefficients for the correlation between soil data and groundwater data

		mFA	O <sub>2</sub> -Geh.	pH	el. LF	NH <sub>4</sub> -N	Grundwasser								
							(O- Phos.)	Na	K	Ca (ionar)	Mg	Fe	Mn	Cl	
Boden	pH	-0,4		0,7					0,4	0,5					
	P					0,6	0,4		0,5	0,4				0,5	
	K	-0,4	-0,4							0,5			0,5	0,5	
	Mg	-0,4	-0,4			0,5							0,5	0,5	
	Fe												0,5		
	Mn	-0,5	-0,5	0,6	0,5	0,5		0,5			0,6	0,5			0,5
	NO <sub>3</sub> -N					0,4									
	C <sub>t</sub>			-0,5											
	C/N			-0,6					-0,5						
	Kationenaustausch- kapazität	Na	-0,4	-0,4			0,6								
		K		-0,4			0,4				0,4			0,5	0,4
		Ca					0,4								
		Mg					0,5								
		Mn	-0,5		0,5	0,4					0,5				
Al				-0,5											
H				-0,4											
KAK						0,4									
BS		-0,5	-0,5	0,7	0,5	0,4	0,5	0,4	0,5	0,6	0,4	0,4		0,5	

*Bemerkungen und Abkürzungen:* Datengrundlage: Analyseergebnisse von Bodenproben an 34 Standorten sowie arithmetische Mittelwerte hydrophysikalischer und hydrochemischer Kenngrößen des Messzeitraumes Dezember 1996 bis November 1998. Angegeben sind PEARSON-Produktmomentkorrelationskoeffizienten (Betrag)  $\geq 0,40$  (mittlere bis starke Korrelation), auf eine Dezimale gerundet. Die Irrtumswahrscheinlichkeit für alle angegebenen Koeffizienten beträgt  $\leq 0,05$  (t(N-2)-Verteilung). Anzahl gültiger Fälle: 34; mFA = mittlerer Flurabstand, KAK = KAKeff

*Quelle:* Eigene Erhebungen

sellschaften) als auch der Vegetation (z. B. vermehrtes Auftreten von Nährstoffzeigern in Auengebieten, von Säurezeigern auf höheren Sandstandorten, „Verstepung“). Den vorliegenden Erkenntnissen liegen retrospektive, aktuelle und, mittels Trendanalysen, prospektive Untersuchungen zugrunde (vgl. VÖTT 2000; 2001).

Die räumliche Strukturierung des Untersuchungsgebietes in Ökotoptypen sowie die hohe Qualität der sie bestätigenden Diskriminanzanalyse(n) erlauben nun eine Funktionalisierung der statistisch-analytischen Ergebnisse im Dienste einer Beobachtung und Überprüfung zukünftiger Ökosystemveränderungen. Bei Fortführung der Grundwasserbeobachtung und regelmäßiger, beispielsweise zweijähriger Wiederholung von Bodenanalysen und Vegetationsaufnahmen auf der Grundlage des bestehenden Messstationsnetzes kann mit der Erfassung von nur 14 Parametern eine Kontrollmöglichkeit geschaffen werden, indem mit Hilfe der aus dem „kombinierten“ Diskriminanzmodell hervorgehenden Klassifikationsfunktionen nach FISHER (lineare Diskriminanzfunktionen) die Zuordnung eines

Standortes neu durchgeführt werden kann (vgl. BACKHAUS et al. 1996, 125ff.). Ergibt die Neuuzuordnung einen anderen als den bisherigen Ökotoptyp, oder weicht der errechnete Klassifikationswert innerhalb eines Ökotoptypes stark von den Werten der als Eichdaten herangezogenen Zeitspanne 1996 bis 1998 ab, ist von einer weiteren Standortveränderung auszugehen. Zudem ist die Verwendung des Abweichungsbetrages als quantitatives Maß für eine Ökosystemveränderungen denkbar. Dieses Vorgehen setzt zum einen eine methodische Kontinuität der im Gelände bzw. im Labor verwandten Arbeitsmethoden voraus. Diskriminanzanalyse, Berechnung der FISHER-Klassifikationsfunktionen und die Neuberechnung der Gruppenzugehörigkeiten müssen auf einheitlichen methodischen Richtlinien basieren. Zum anderen sollten bei der Interpretation der Rechenergebnisse die methodenimmanenten Fehlerquellen sowie mögliche Einflüsse heterogener (Gelände-)Faktoren berücksichtigt werden. Beispielsweise bedingen die auf kleinstem Raum mitunter stark heterogenen Ausbildungen von Boden-

Tabelle 7: Koeffizienten der Korrelation zwischen Vegetations- und Grundwasserdaten

Coefficients for the correlation between vegetation data and groundwater data

	Vegetation			
	mF	mR	mN	Artenanzahl
mFA <sub>VP</sub>	-0,8	-0,8	-0,7	-0,5
O <sub>2</sub> -Gehalt	-0,7	-0,6	-0,6	
pH	0,7	0,5	0,6	
el. LF	0,5	0,6	0,6	0,6
NO <sub>3</sub> -N				0,4
NH <sub>4</sub> -N	0,4			
Na	0,5	0,6	0,5	0,5
K	0,5	0,6		
Ca	0,5	0,7	0,6	0,7
Mg	0,4	0,6	0,6	0,5
Fe	0,7	0,6	0,5	0,5
Cl	0,4	0,6	0,6	0,5

*Bemerkungen und Abkürzungen:* Datengrundlage: Mittelwerte von Grundwasserparametern des Zeitraumes 1997/1998 an 34 Grundwasserbeobachtungsbrunnen, bezogen auf die Vegetationsperiode April – Oktober; mittlere Zeigerwerte aus 34 vegetationskundlichen Aufnahmen derselben Standorte nach ELLENBERG et al. (1992). Angegeben sind SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten (Betrag)  $\geq 0,4$  (schwache bis starke Korrelation), auf eine Dezimale gerundet. Für pH-Werte bzw. entlogarithmierte pH-Werte ergeben sich +- identische Koeffizienten, lediglich mit umgedrehtem Vorzeichen. Die Irrtumswahrscheinlichkeit für alle angegebenen Koeffizienten beträgt  $\leq 0,05$  (t(N-2)-Verteilung). Anzahl gültiger Fälle:  $\geq 32$ ; mFA<sub>VP</sub> = mittlerer Flurabstand während der Vegetationsperiode

*Quelle:* Eigene Erhebungen

eigenschaften bei zeitgleichen Wiederholungsproben ein mehr oder weniger stark schwankendes Genauigkeitsintervall.

Das personell wie finanziell mit verhältnismäßig geringem Aufwand verbundene, auf den Ergebnissen der Diskriminanzanalysen beruhende Kontroll- und Warnsystem stellt eine pragmatische und gleichzeitig wissenschaftlichen Ansprüchen hinreichend genügende Alternative zu großangelegten Überwachungsapparaten dar, die auf die Erfassung von 100 und mehr Variablen aus unterschiedlichen Ökosystembereichen angewiesen sind und weitaus komplexere, weil bilanzorientierte Algorithmen verwenden müssen (vgl. SCHÖNTHALER et al. 1994; 1997; zusammenfassende Darstellung und weitere Literatur in VÖTT 2000). Gleichzeitig entspricht es den Kriterien, die z. B. von GROLIMUND u. PETER (1994, 14ff.) und VAHRSON (1998) für langfristig angelegte Umweltbeobachtungskonzepte angeführt werden. In Tabelle 9 sind die FISHER-Klassifikations-

Tabelle 8: Koeffizienten der Korrelation zwischen Vegetations- und Bodendaten

Coefficients for the correlation between vegetation data and soil data

	Vegetation				
	mF	mR	mN	Artenanz.	
pflz. Nährstoffe	pH	0,4	0,8	0,7	0,5
	K	0,6	0,6	0,6	
	Mg	0,8	0,7	0,7	
	Fe	0,4			
	Mn	0,5	0,7	0,6	0,6
	NH <sub>4</sub> -N	0,6			
	NO <sub>3</sub> -N	0,6	0,5	0,5	
	N <sub>min</sub>	0,7	0,5	0,5	
	C <sub>t</sub>	0,4			
	N <sub>t</sub>	0,5			
	C/N		-0,5	-0,4	
	Boden effektive Kationen- austauschkapazität	Na	0,5	0,5	
K		0,5	0,6	0,6	
Ca		0,8	0,7	0,7	0,5
Mg		0,6	0,5	0,5	
Fe					-0,4
Mn		0,5	0,6	0,6	0,5
Al			-0,7	-0,6	-0,4
H			-0,6	-0,5	-0,4
KAK <sub>eff</sub>	0,7	0,5	0,5		
BS	0,5	0,8	0,7	0,6	

*Bemerkungen:* Datengrundlage: Analyseergebnisse von Bodenproben an 34 Standorten. Mittlere Zeigerwerte aus 34 vegetationskundlichen Aufnahmen derselben Standorte nach ELLENBERG et al. (1992). Angegeben sind SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten (Betrag)  $\geq 0,4$  (schwache bis starke Korrelation), auf eine Dezimale gerundet. Die Irrtumswahrscheinlichkeit für alle angegebenen Koeffizienten beträgt  $\leq 0,05$  (t(N-2)-Verteilung). Anzahl gültiger Fälle:  $\geq 32$

*Quelle:* Eigene Erhebungen

funktionen zur Zuweisung von Neudaten zu einem Ökotyp dargestellt. Für jeden Datensatz werden für alle Ökotypen die Klassifikationswerte berechnet. Es erfolgt die Zuordnung zum Ökotyp mit dem höchsten Klassifikationswert.

### 7 Vorteile der Verknüpfung qualitativer mit quantitativen Arbeitsmethoden

Die Vorteile der vorgestellten Verknüpfung qualitativer und quantitativer Arbeitsmethoden sind offensichtlich. Einerseits liefern klassisch physisch-geographische Vorgehensweisen die Grundlage für die Erstellung der zu Interpretationszwecken erforderlichen räumlich-strukturellen Gliederung des Untersuchungsgebietes.

Tabelle 9: FISHER-Klassifikationsfunktionen zur Zuordnung von Datensätzen zu den unterschiedlichen Ökotoptypen

FISHER-classification functions to assign data sets to ecosystem units

Variable	Ökotoptyp					
	I	II	III	IV	V	VII
Zuordnungswahrscheinlichkeit (%) allein auf Basis der	23	6	23	19	13	16
mittl. Flurabstand (m/GW)	1407,27	1326,10	1401,16	1419,88	1437,87	1427,63
c(Fe <sup>2+</sup> ) (ppm/GW)	-275,87	-256,69	-274,48	-276,65	-278,67	-276,98
mF (V)	1039,72	1015,70	1031,74	1029,43	1031,14	1021,15
N <sub>min</sub> (mg/100g TS/B)	468,34	447,62	462,69	460,68	463,48	456,44
c(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (ppm/GW)	3942,61	3650,76	3925,76	3935,02	3968,63	3924,82
Mg (mg/100g LTS/B)	-86,65	-77,35	-85,62	-85,69	-87,07	-84,97
mN (V)	177,99	146,05	173,59	170,96	179,26	164,88
c(Cl <sup>-</sup> ) (ppm/GW)	15,38	13,51	15,15	15,34	15,67	15,32
c(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (ppm/GW)	-15,72	-14,51	-15,63	-15,53	-15,75	-15,41
c(Mg <sup>2+</sup> ) (ppm/GW)	-87,68	-79,82	-86,25	-86,89	-88,53	-86,46
Temp. (K/GW)	3019,12	2990,99	3007,76	3013,33	3013,54	3011,65
c(K <sup>+</sup> ) (ppm/GW)	-1,76	-1,54	-1,56	-1,88	-1,98	-1,97
Jahresschwankung (m/GW)	-1259,45	-1395,41	-1294,58	-1290,95	-1236,12	-1316,91
Fe (mg/kg LTS/B)	1,46	1,48	1,46	1,46	1,44	1,46
Konstante	-431698,7	-423613,40	-428393,60	-429950,90	-430099,70	-429423,70

*Erläuterungen:* Mit Hilfe der Gleichung  $y = \text{Konstante}_g + \sum [\text{Koeffizient} \cdot \text{Variable}_i]$  (für  $g = \text{Ökotoptyp I bis Ökotoptyp V und Ökotoptyp VII}$  und für  $i = \text{mittlerer Flurabstand bis Fe-Gehalt}$ ) lassen sich für einen Datensatz für alle sechs Ökotoptypen Klassifikationswerte berechnen. Der Datensatz wird dann dem Ökotoptyp mit dem höchsten Klassifikationswert zugeordnet. GW Grundwasserdaten, B Bodendaten, V Vegetationsdaten, LTS Lufttrockensubstanz (20°C), TS Trockensubstanz (105°C)

*Quelle:* Eigene Erhebungen

Sie unterstreichen damit, nicht zuletzt wegen ihrer statistischen Signifikanz, die Bedeutung, die ihnen bei der Bearbeitung angewandter und aktueller landschafts-ökologischer Probleme zufällt. Besonders bedeutsam ist die detaillierte Kenntnis der geomorphologischen Verhältnisse, da das Relief die Grundstruktur des Ökotoptopgefüges und damit des untersuchten Landschaftsraumes darstellt. Die von ihm losgelöste, singuläre Betrachtung von tierischen und pflanzlichen Lebensgemeinschaften unter einheitlichen Lebensbedingungen, also von Biotopen (vgl. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege et al. 1991, 21; TISCHLER 1993, 11), wird den komplexen Wirkungsgefügen im Ökosystem Unterspreewald nicht gerecht. Andererseits liefern die Ergebnisse der Datenanalysen wertvolle Hinweise zur Vervollständigung des Wissens um komplexe ökosystemare Zusammenhänge und ihrer Beeinflussung durch den Menschen (vgl. VÖTT 2000). Der auf der Basis von Diskriminanzanalysen entwickelte Ansatz zur Umweltbeobachtung und Früherkennung weiterer Ökosystemveränderungen im Unterspreewald stellt einen modernen, pragmatischen und effizienten Beitrag der Wissenschaft innerhalb der Bemühungen zur Lösung eines der brisantesten vom Menschen verursachten Umweltprobleme in Mitteleuropa dar (vgl. SPELLERBERG 1991; LESER 1997, 76, 93; FRÄNZLE 1998, 8ff.).

Die gewählte Vorgehensweise zeigt zudem, dass innerhalb angewandter Ökosystemforschung eine integrierte Datenverknüpfung trotz sektoraler Datenerfassung möglich und sinnvoll ist (vgl. hierzu ELLENBERG et al. 1986; SCHÖNTHALER et al. 1994, 14).

#### Literatur

- ABDELKADER, F. H. (1967): Beiträge zur Genese, Systematik und Kartierung der Auenböden in der DDR. Diss. Dt. Akademie d. Landwirtschaftswissenschaften d. DDR. Berlin.
- (1969a): Zur Kenntnis der Böden der DDR, 1. Mitteilung: Auensubstrate und Bodentypen in den Auengebieten. In: Albrecht-Thaer-Archiv 13, 3–16.
  - (1969b): Zur Kenntnis und Systematik der Böden der DDR. 2. Mitteilung: Bodenformen in den Auengebieten. In: Albrecht-Thaer-Archiv 13, 129–150.
- Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege u. Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V. (Hg., <sup>2</sup>1991): Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. Informationen 4. Laufen, Frankfurt.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W. u. WEIBER, R. (<sup>3</sup>1996): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin, Heidelberg.

- BAHRENBERG, G.; GIESE, E. u. NIPPER, J. (<sup>2</sup>1992): Statistische Methoden in der Geographie. Band 2: Multivariate Statistik. Stuttgart.
- BAILEY, R. G. (1996): Ecosystem Geography. New York.
- BARKMAN, J. J.; DOING, H. u. SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. In: Acta Botanica Neerl. 13, 394–419.
- CLAUB, G. u. EBNER, H. (<sup>7</sup>1992): Statistik für Soziologen, Pädagogen, Psychologen und Mediziner. Band 1: Grundlagen. Thun, Frankfurt.
- ELLENBERG, H. (<sup>5</sup>1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; MAYER, R. u. SCHAUERMANN, J. (Hg.) (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966–1986. Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WITH, V.; WERNER, W. u. PAULIBEN, D. (<sup>2</sup>1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18. Göttingen.
- FAHRMEIR, L.; HAMERLE, A. u. TUTZ, G. (Hg.) (<sup>2</sup>1996): Multivariate statistische Verfahren. Berlin, New York.
- FRÄNZLE, O. (1998): Grundlagen und Entwicklung der Ökosystemforschung. In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F. u. SCHRÖDER, W. (Hg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. 3. Ergänzungslieferung 12/98. Landsberg am Lech.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie – Grundfragen, Aufgaben, Methoden. Jena.
- GROLIMUND, P. u. PETER, K. (1994): Integrierte ökosystembezogene Umweltbeobachtung – Konzept für die Einführung eines Beobachtungssystems. Zürich.
- JAHN, R.; ROSCHE, O.; TANNEBERG, H. u. KLEBER, M. (1998): Besonderheiten der Pedogenese in Böden des Fläming und der Elbaue. In: Terra Nostra, Schriftenreihe d. Alfred-Wegener-Stiftung 98/4, 21–34.
- KRIETER, M. (1991): Ökosystemare Untersuchungen zur Boden- und Grundwasserversauerung im südlichen Taurus und Hunsrück. Bremer Beiträge z. Geographie u. Raumplanung 22, Bremen.
- LESER, H. (<sup>3</sup>1991): Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Stuttgart.
- (<sup>4</sup>1997): Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Stuttgart.
- LESER, H.; HAAS, H.-D.; MOSIMANN, T. u. PAESLER, R. (<sup>5</sup>1991): DIERCKE Wörterbuch der Allgemeinen Geographie. 2 Bände. München, Braunschweig.
- MEYNEN, E. u. SCHMITHÜSEN, J. (Hg.) (1953ff.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Herausgegeben i. Auftrag d. Bundesanstalt f. Landeskunde u. d. Zentralausschusses f. dt. Landeskunde. In Lieferungen. Remagen.
- NEEF, E. (1965): Elementaranalyse und Komplexanalyse in der Geographie. In: Mitteilungen d. Geogr. Ges. Wien 107, 177–189
- (Hg.) (<sup>6</sup>1981): Das Gesicht der Erde. Nachschlagewerk der physischen Geographie. Leipzig.
- PAFFEN, K.-H. (1953): Die natürliche Landschaft und ihre räumliche Gliederung. Eine methodische Untersuchung am Beispiel der Mittel- und Niederrheinlande. Forschungen z. dt. Landeskunde 68, Remagen.
- RÖHR, M. (1997): STATISTICA für Windows. Eine anwendungsorientierte Einführung. Bonn.
- SCAMONI, A. (1954): Die Waldvegetation des Unterspreewaldes. In: Archiv. f. Forstwesen 3, 122–162, 230–260.
- SCHAEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. (<sup>13</sup>1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SCHMITHÜSEN, J. (1953): Einleitung. Grundsätzliches und Methodisches. In: MEYNEN, E. u. SCHMITHÜSEN, J. (Hg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Herausgegeben i. Auftrag d. Bundesanstalt f. Landeskunde u. d. Zentralausschusses f. dt. Landeskunde. Remagen, 1. Lieferung, 1–29.
- SCHÖNTHALER, K.; KERNER, H.-F.; KÖPPEL, J. u. SPANDAU, L. (1994): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. 2 Bände. Umweltforschungsplan d. Bundesministers f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit, UfoPlan-Nr. 101 04 040/08. München, Freising, Berlin.
- (1997): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung. Wissenschaftlich fachlicher Ansatz. Kurzfassung. Umweltforschungsplan d. Bundesministeriums f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit, Texte d. Umweltbundesamtes, 32/97. Berlin.
- SPELLERBERG, I. F. (1991): Monitoring ecological change. New York.
- TISCHLER, W. (<sup>4</sup>1993): Einführung in die Ökologie. Stuttgart, Jena, New York.
- TROLL, C. (1950): Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. In: Studium Generale 3, 163–181.
- (1966): Landschaftsökologie als geographisch-synoptische Naturbetrachtung. In: Erdkundliches Wissen 11, 1–13.
- ULRICH, B. (1997): Chemische Prozesse im Ökosystem-Kompartiment Boden. In: MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H. J. u. VOIGT, H.-J. (Hg.): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Podo- und Hydrosphäre. Berlin, Heidelberg, 39–51.
- VAHRSON, W.-G. (1998): Landschaftsmonitoring – einige Grundgedanken und Konzeptionen. In: Eberswalder wissenschaftl. Schriften 2, 1–20.
- VÖTT, A. (2000): Ökosystemveränderungen im Unterspreewald durch Bergbau und Meliorationsmaßnahmen – Ergebnisse einer angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung. Marburger Geographische Schriften 136.
- (2001): Anthropogene Grundwasserabsenkung im Unterspreewald. In: Natur und Landschaft in der Niederlausitz 21, 96–120.
- ZEITZ, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren. In: MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H. J. u. VOIGT, H.-J. (Hg.): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Podo- und Hydrosphäre. Berlin, Heidelberg, 75–94.