

## 4 Methodik

### 4.1 Probemethodik des Projektteils Aquatik

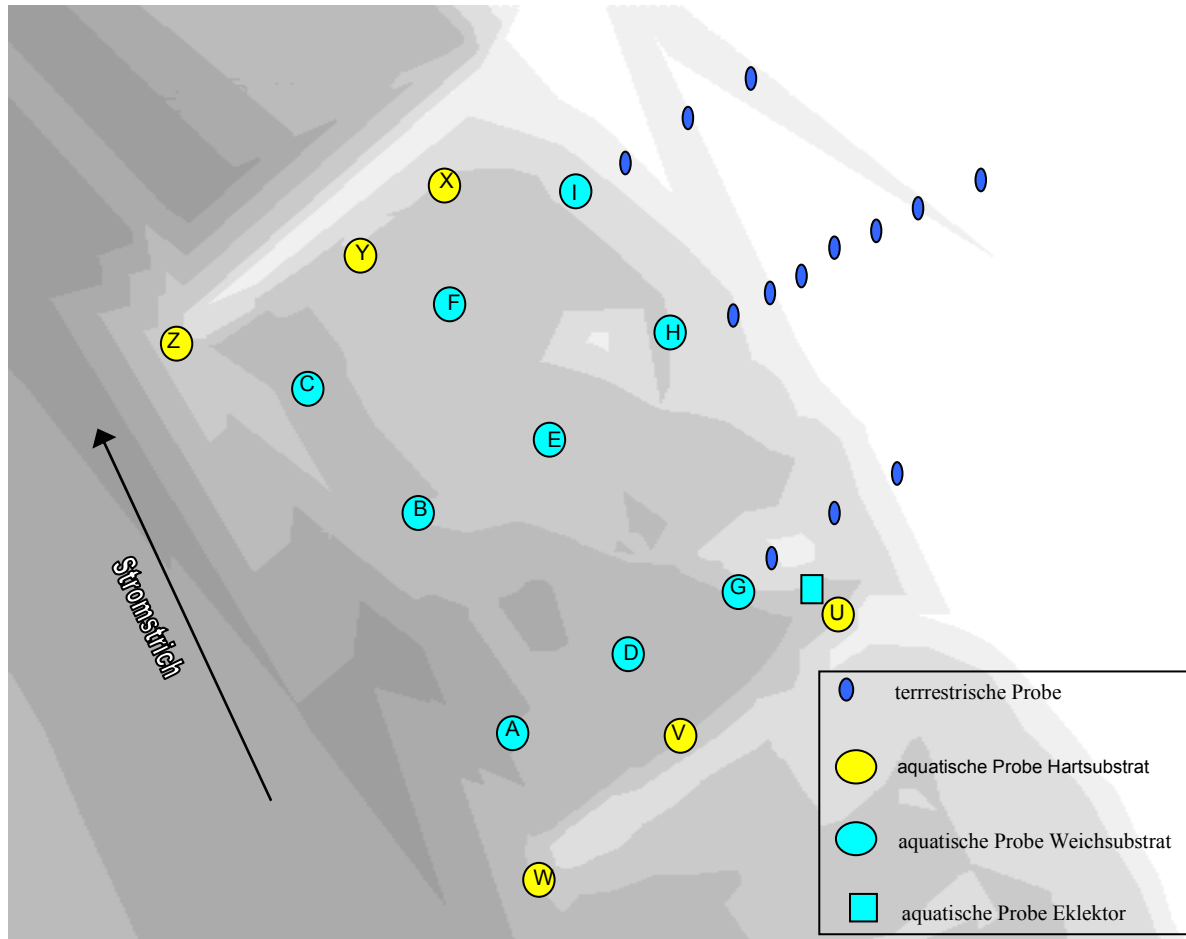


Abbildung 6: schematisierte Ansicht eines „Standard“-Probenfeldes

Die Probenahme der aquatischen Fauna im Weichsubstrat (Sand, Schlamm und Kies) erfolgte in den tieferen Bereichen mit einem selbst konstruierten **Airliftsampler** ähnlich Drake & Elliot (1983 (1) und 1983(2)) (Stellen A-F), im Flachwasser dagegen mit einem **Stechrohr** (Stellen G-I). Es wurden neun bis zwölf Stellen innerhalb jedes Bühnenfeldes beprobt. Als Untersuchungsflächen wurden in Bezug auf Morpho- und Hydrodynamik stark differierende Bühnenfelder ausgewählt, um ein möglichst diverses Faktorenspektrum in hoher Auflösung zu erhalten. Dies gewährleistet die weitgehende Erfassung und Differenzierung der Gradienten repräsentativer Umwelt-Parameter. Die Probenahmestellen wurden mit Bojen gekennzeichnet, um Ortskonstanz gewährleisten zu können.

Die Besiedler des **Hartsubstrats** (Bühnensteine, exponierte Besiedlungssteinkörbe, exponiertes Holz) wurden mit einer Wurzelbürste abgebürstet. Proben wurden in einem halben Meter Wassertiefe. Die Steine wurden mit der Hand entnommen und in eine flache Schale überführt, um die Menge der entnommenen Probe abzuschätzen. Die entnommene Probemenge bewegte sich zwischen 0,3 m<sup>2</sup> und 1,2 m<sup>2</sup>. Die Steine wurden an verschiedenen Stellen beprobt, um der fleckhaften Besiedlung des Makrozoobenthos Rechnung zu tragen. Ein in Strömungsrichtung

vorgehaltenes Netz verhinderte ein Entkommen schnell flüchtender Organismen und juvenilen Tiere. Das anschließende schonende Abbürsten des entnommene Substrats erfolgte in einer wassergefüllten Schüssel. Das durch diese Prozedur erhaltene Gemisch aus Substrat, Organismen und Wasser wurde durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 200 µm abgeschüttet und der Rückstand in Alkohol konserviert. Je nach Länge der Buhnen wurden bis zu drei Stellen (U-W bzw. X-Z) ausgewählt, die, analog der Beprobung des Weichsubstrats, nach dem Kriterium unterschiedlicher Strömungsverhältnisse ausgewählt wurden.

Durch das Ausbringen **künstlicher Substrate** soll das Besiedlungspotential der vorhandenen Tiere ermittelt werden, um in der geplanten Modellierung die spezifischen Vorkommen auf, bzw. in den verschiedenen Substrattypen berücksichtigen zu können. Auf diese Weise können Aussagen darüber getroffen werden, ob die untersuchten Taxa aufgrund weiterer, unbekannter und deshalb nicht untersuchter Umweltparameter fehlen, bzw. vorhanden sind. Daher wurden Körbe mit Natursteinen als Besiedlungskörper ausgebracht. Diese Körbe können auch noch bei Hochwasser eingeholt werden. Da das Angebot an natürlichen Hartsubstraten (Holz) in diesem Elbabschnitt sehr gering ist, wurden außerdem Holz-Besiedlungskörper exponiert.

Zur genauen Determination ist es bei einigen Insekten, v.a. Chironomiden (Zuckmücken) notwendig, adulte Tiere zu untersuchen. Deshalb werden schwimmende **Eklektoren** (Fangzelle) aufgestellt, um die frisch geschlüpften Insekten zu fangen. Des weiteren wurden Chironomidenimagines auch mit Hilfe von **Aquarienaufzuchten** gewonnen. Zur Ermittlung der Besiedlung des Weichsubstrats wurde das Substrat, daß mit einem Stechrohr oder mit dem Airliftsampler entnommen wurde in Eimer überführt. Zur Untersuchung des Hartsubstrats wurden Steine von insgesamt einer Fläche von 0,5 m<sup>2</sup> in einem Eimer vorsichtig abgebürstet und ein besiedelter Stein in denselben Eimer gegeben. Dieser wurde, wie bei dem Weichsubstrat mit Wasser der entsprechenden Probestelle aufgefüllt.

Das gesammelte Material wurde in Aquarien (40x25x25 m<sup>3</sup>), überführt. Die Aquarien waren mit einem Deckel versehen, der aus einem, mit Klarsichtfolie umspannten Hozrahmen bestand. Geschlüpfte Tiere flogen an den Deckel und wurden alle zwei Tage mit Hilfe eines Exhausters abgesammelt und in Ethanol konserviert. Eine Belüftung der Aquarien erfolgte mit Pumpen, die über ein Schlauchsystem mit den Aquarien verbunden waren. Mittels Schlauchklemmen konnte die Luftzufuhr reguliert werden. Neonröhren, die mit Hilfe einer Zeitschaltuhr an die jeweilige Photoperiode angepasst waren dienten zur Beleuchtung.

#### **4.1.1 Probenaufarbeitung und Bestimmung**

Alle Proben wurden in gleicher Weise aufgearbeitet. Der erste Schritt war ein Auswaschen der Proben mit einer Sortierapparatur (Abb. 1 ), ähnlich der MOONS (1935) in SCHWOERBEL (1986), um die Organismen zu konzentrieren und das Auslesen zu erleichtern. Die Sortierapparatur besteht aus einem 80 cm langen und 50 cm breiten Kasten, dessen Boden durch Schwellen mit abnehmender Höhe in Kompartimente unterteilt ist. Die Wasserzufuhr erfolgt durch ein handelsübliches Plastikrohr mit Löchern. Die Probe wird in das erste Kompartiment der Sortierapparatur mit der Wasserzufuhr gelegt. Organismen und leichtere Partikel werden durch Wasserdruck in das Sieb geschwemmt.

## 1. Kompartiment

(zur Aufnahme der ungereinigten Probe)

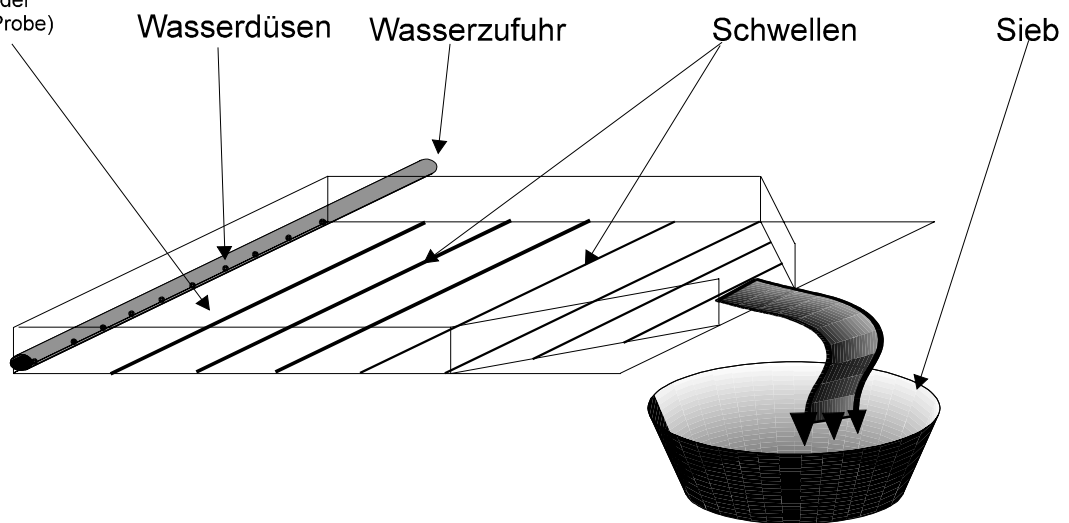


Abb. 1: Sortierapparatur

Der Trennmechanismus der Apparatur beruht auf dem unterschiedlichen spezifischen Gewicht von Sediment und Organismen. Sand und Kies verbleiben hinter den Schwellen der Apparatur, die spezifisch leichteren Materialien werden in das untergestellte Sieb gewaschen, aus welchem die Organismen und das Rest-Sediment wieder in den Probenbehälter befördert werden. Der Rückstand wurde stichprobenartig auf zurückgebliebene Organismen untersucht und erwies sich als organismenfrei.

Der Organismenanteil wurde mittels Waage in Aliquote unterteilt, welche auf das Vorkommen von Benthosorganismen quantitativ untersucht wurden. Die Individuen eines Aliquot wurde ausgezählt und falls die Anzahl eines Taxons die Zahl 100 erreichte oder überstieg wurde die Gesamtzahl des Taxons in der Probe durch Extrapolation des Aliquots auf die Gesamtprobe errechnet. Die Vorkommen folgender Taxa wurden halbquantitativ geschätzt: Hydrozoa, Cordylophora, Hydra, Spongillidae, Porifera, Bryozoa, Cladocera, Copepoda, Ostracoda und Nematoden. Es werden folgende Zahlen für die Einschätzung (der Abundanzklassen) eingetragen: Klasse1: 0=nichts; Klasse2: 10=wenig; Klasse3: 100=mittel; Klasse4: 1000=viel.

Folgende Individuenzahlen der Taxa ergaben die o.a. Klassen:

- Hydrozoa, Cordylophora: bis 50 wenig, bis 300 mittel, darüber viel.
- Porifera, Bryozoa, Nematoda, Ostracoda, Cladoceren und Copepoden: bis 20 Individuen wenig, bis 100 mittel, darüber viel.
- Bedeckungsgrad von Bryozoa, Spongillidae "Polster": bis 20%: wenig (10), 21-50%: mittel (100), 51-100%: viel (1000)

Von den **Oligochaeta** wurden mittels Polyvinylactophenol jeweils mindestens 100 Teilstücke auf Objektträgern fixiert. Die Tiere wurden determiniert von:

Frau Dipl. -Biol. **Marion Wiegand**

Herrn Dr. **Jürgen Bäche** ECO RING - Büro für Umweltdokumentation Datenmanagement, Gewässerökologie

Die Gesamtzahl der Oligochaeta in der Probe ergab sich durch Extrapolation der auf den Objektträgern bestimmten „kompletten“ (excl. nichtbestimmbare Bruchstücke) Tiere auf die Gesamtprobe.

## 4.1.2 Nomenklatur der Probestellen

erste Stelle	Zweite – dritte Stelle	vierte Stelle	Fünfte - sechste Stelle
Buhnenfeld 0-9	Probestelle A-Z	Zeitraum A-Z	Probeart 0-9
0= Altarm 419,9 1= 418,0 2= 419,9 3= 423,0 4= 425,0 5= 427,0	A-R= Sampler und Stechrohr  uvw= Buhne I (obere Buhne) u= Anfang (Wurzel) bis Spitze= w bei 427 ist das Buhne –II  xyz Buhne II (untere Buhne) x= Anfang (Wurzel) bis Spitze= z bei 427 ist das Buhne –I  Eklektor alt =s Eklektor neu =t	A = Jan 98 B = Feb 98 C = Mrz 98 D = Apr 98 E = Mai 98 F = Jun 98 G = Jul 98 H = Aug 98 I = Sep 98 J = Okt 98 K = Nov 98 L = Dez 98 M = Jan 99 N = Feb 99 O = Mrz 99 P = Apr 99 usw.	1= Sampler 2= Stechrohr 22= Stechrohr mit doppelter Probemenge  3= Holzexposition 4= Steinexposition  5= BühnenStein Schlacke 6= BühnenStein Natur  7=Eklektor alt 8=Eklektor neu  9= Driftfallen 0= aufgefundenes Holz

Tabelle 3: Nomenklatur der Proben (aquat. Probenahme)

Die einzelnen Benthos-Proben sind mit jeweils vier Stellen codiert. Die erste Stelle (Zahl) codiert das Buhnenfeld. Die zweite und dritte Stelle (Buchstabe, Zahl) gibt den Probenort an. Die vierte Stelle (Buchstabe) gibt den Meßtermin wieder. Die fünfte und sechste Stelle (Zahl) codiert die Probenahmemethode, d. h. Probestelle: B1 in Buhnenfeld 423,1, Probenahme Juni mit Airlift-Sampler erhält den Namen 3B1F\_1.

## 4.1.3 Zeitraum der Probenahme

1998 wurden die Proben im monatlichen Abstand genommen, d.h. von März – Dezember 1998, wobei die Novemberprobe wegen Hochwassers ausfallen mußte und die Dezemberprobe im Umfang wegen Eistreiben reduziert werden mußte. Insgesamt wurden ca. 600 Proben genommen. 1999 wurden die Proben ebenfalls im monatlichen Abstand genommen, d.h. von Mai – September 1999. Im Zeitraum von Mai bis September wurden insgesamt ca. 300 Proben genommen. Eine Probenahmeperiode war mit 6 Tagen anzusetzen.

## 4.1.4 Berechnung der Abundanzen

Die Angabe der Häufigkeiten der Fauna erfolgte als Abundanz. Diese hat die Einheit Individuen /m<sup>2</sup>. Daher mußten die Proben, welche mittels unterschiedlicher Techniken von unterschiedlichen Flächen geprobt wurden auf m<sup>2</sup> normiert werden.

Es ergaben sich für die verschiedenen Techniken folgende Multiplikatoren:

Probeart	Code	Bemerkung	Substrat_Charakteristik
Airlift-Sampler	1	Faktor zur m <sup>2</sup> Umrechnung=24,0688.	Weich
Stechrohr	2	Faktor zur m <sup>2</sup> Umrechnung=127,32.	Weich
Holzexposition	3	Faktor zur m <sup>2</sup> Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,25 m <sup>2</sup> beprobt=Anzahl/Holz Fläche (m <sup>2</sup> ).	Hart
Steinexposition	4	Faktor zur m <sup>2</sup> Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m <sup>2</sup> beprobt.	Hart
Bühnensteine schlacke	5	Faktor zur m <sup>2</sup> Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m <sup>2</sup> beprobt.	Hart
Bühnensteine Natur	6	Faktor zur m <sup>2</sup> Umrechnung abhängig von beprobter Fläche standardmäßig wurden ca. 0,4 m <sup>2</sup> beprobt.	Hart
Eklektor alt	7	Grundfläche 0.5m x 0.5m, daher Faktor=4 Die Anzahl der Tiere wird normiert auf eine Fangzeit von 4 Tagen angegeben.	Weich

Eklektor neu	8	Grundfläche 1mx1m, daher Faktor=1 Die Anzahl der Tiere wird normiert auf eine Fangzeit von 4 Tagen angegeben.	Weich
aufgefunden es Holz	9	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
BuhnenSteine gemischt	0	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter Fläche standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
Stechrohr 2x	22	Fläche 2x mit Stechrohr beprobt. Faktor zur m2 Umrechnung=63,66.	Weich
Holzexp Colakasten	31	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
Handaufsammlung	23	Handaufsammlung nicht quantitativ: kein Multiplikator	Weich
Aquarienaufzucht Stein	80	Bestimmung der Chiro. anhand mind. 3 wöchiger Aquarienaufzuchten// Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt// Die Anzahl in der Probe wird berechnet indem die bestimmten weibl. Tiere mit dem Faktor (Verh. Männ. /Weib) multipliziert wurden. Es werden alle Proben (SchlupfTag 1, 2, 3....) zusammengezählt.	Hart
Aquar.- Weich.- Sampler	81	Bestimmung der Chiro. anhand mind. 3 wöchiger Aquarienaufzuchten. Es erfolgt eine m2 Umrechnung entsprechend der Probeart. Die Anzahl in der Probe wird berechnet, indem die bestimmten weibl. Tiere mit dem Faktor (Verh. Männ. /Weib) multipliziert wurden. Es werden alle Proben (SchlupfTag 1, 2, 3....) zusammengezählt.	Weich
Aquar.- Weich.- Stech	82	Bestimmung der Chiro. anhand mind. 3 wöchiger Aquarienaufzuchten. Es erfolgt eine m2 Umrechnung entsprechend der Probeart. Die Anzahl in der Probe wird berechnet, indem die bestimmten weibl. Tiere mit dem Faktor (Verh. Männ. /Weib) multipliziert wurden. Es werden alle Proben (SchlupfTag 1, 2, 3....) zusammengezählt.	Weich
Aquar.- Weich.- Stech 2x	83	Bestimmung der Chiro. anhand mind. 3 wöchiger Aquarienaufzuchten. Es erfolgt eine m2 Umrechnung entsprechend der Probeart. Die Anzahl in der Probe wird berechnet, indem die bestimmten weibl. Tiere mit dem Faktor (Verh. Männ. /Weib) multipliziert wurden. Es werden alle Proben (SchlupfTag 1, 2, 3....) zusammengezählt.	Weich

Tabelle 2: Probetechniken und Flächen-Umrechnungsfaktoren

#### 4.1.5 Parameter zur Korrelationsanalyse und deren Kopplung an das morpho- hydrodynamische Modell

Parameter	Datenverfügbarkeit	Herkunft (Art) der Daten	Kopplung an Modell
Korngröße Sediment bis ca 15cm Tiefe	ein Probetermin pro Jahr, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt Korngröße Meier Peter, Fuhrböter, d10, d20, ..., d90	explizite Größe, Morphodyn. wird modelliert
Organischer Gehalt im Sediment bis ca 15cm Tiefe	ein Probetermin pro Jahr, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt Glühverlust, [%]	implizite Größe,
pH im Porenwasser bis ca 15cm Tiefe	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt	implizite Größe,
Leitfähigkeit im Porenwasser bis ca 15cm Tiefe	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [µS]	implizite Größe,
Sauerstoff-sättigung /Gehalt im Porenwasser bis ca 15cm Tiefe	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [%] / [mg/l]	implizite Größe,
Strömungs-Geschw. (ADV) 5cm über Sohle	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [m/s]	explizite Größe, Strömung wird modelliert
Wasserstandshöhe (ADV)	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [m]	explizite Größe, Wasserstand wird modelliert
Überflutungsdauer	Jeder Probetermin, jede Probestelle noch nicht verfügbar	Modell, TP Darmstadt [d]	explizite Größe, Ganglinie und Höhe wird modelliert
Strömungs-Geschw. (Modell) aus 2d Modell 37,5 cm über Sohle	Jeder Probetermin, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Modell, TP Darmstadt [m/s]	explizite Größe, Strömung wird modelliert
Korngrößen Modell oberster Layer ca. 16cm	Jeder Probetermin, jede Probestelle	Modell, TP Darmstadt Korngröße Meier Peter, Fuhrböter, d10, d20, ..., d90	explizite Größe, Morphodyn. wird modelliert
Wasserstandshöhe (Modell)	Jeder Probetermin, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Modell, TP Darmstadt [m]	explizite Größe, Wasserstand wird modelliert

Zeit, Probeart	Jeder Probetermin, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Probe, TP Marburg	wird nicht modelliert, Modell wird nach Jahreszeit geändert
Pegel	Jeder Probetermin (13), pro Termin ein Wert angenommen für alle Probestellen	Gemessen, ARGE Elbe	explizite Größe, Ganglinie wird modelliert
phys. Flusswasserwerte	Jeder Probetermin (13),	Gemessen, ARGE Elbe	wird nicht modelliert

Tabelle 3: Verfügbarkeit der Umweltparameter Daten und deren Kopplung an Modell

Für die Korrelationsanalyse mit der Fauna standen die in der folgenden Tabelle unter „Minutl Werte“ genannten physikalischen Meßparameter zur Verfügung. Da die Meßstationen sich bei Stromkilometer (skm) 318 (Magdeburg), bzw. Stromkilometer 470 befanden, das Untersuchungsgebiet jedoch zwischen skm 418 und skm 427, wurden die korrespondierenden Werte für den Stromkilometer des Probegebietes mittels linearer Interpolation zwischen den Daten für Magdeburg und jenen von Cumlosen errechnet. Die Werte wurden berechnet als Mittelwerte, Minima und Maxima des Zeitraums 2 Wochen vor dem Zeitpunkt der Probenahme der jeweiligen Probe.

Die Messwerte der Pegel Havelberg und Neuwerben, sowie Gnevsdorf gingen ebenfalls als Minima, Maxima bzw. Mittlewerte der 2 Wochen vor der jeweiligen Probenahme in die Analyse ein. Probenvariablen, wie Art der Probenahme und Substrattyp gingen ebenfalls als Parameter in die Analyse ein, um auf etwaige Auswirkungen der Probentechnik auf die Ergebnisse zu testen. Eine nähere Erläuterung und Angaben zur probenabhängigen Umrechnung der Abundanz ist unter 4.1.4 oben zu finden.

Der organische Gehalt wurde als Glühverlust einer Substratprobe gemessen, welche ca. die Größe einer Filmdose hatte.

Die Korngrößen des Substrats wurden vom TP Wasserbau als Sieblinien im Trockensiebverfahren bestimmt. Genauere Angaben siehe Bericht Wasserbau.

Die Strömungsgeschwindigkeit wurde im ersten Projektjahr durch das TP Wasserbau mittels eines magnetisch induktiven Messgeräts bestimmt. Allerdings konnten die Daten dem TP Marburg nicht zur Verfügung gestellt werden, da eine Festplatte den Dienst versagte und keine Sicherheitskopien vorlagen. Erst im 2. Probenahmejahr konnte mittels eines akustischen Doppler Strömungsmessers (ADV) mit hoher Genauigkeit die Strömung (in 5cm Höhe) über der Sohle bestimmt werden. Die Geschwindigkeit wurde in x, y und z Richtung gemessen. Die Gesamtgeschwindigkeit errechnet sich als Resultierende aus den einzelnen Vektoren. Es wurden Mittelwerte, Minima, Maxima und Standardabweichung der Daten aus dem Messzeitraum (meist ca. 4min) errechnet. Genauere Angaben siehe Bericht Wasserbau.

Die gewässerphysikalischen Parameter im Substrat wurden im 2. Jahr an einigen Probestellen mit einer Saugapparatur erfasst. Es wurden Sauerstoff, Temperatur und pH Wert gemessen.

Modelliert wurden Strömungsparameter und Substratparameter, sowie die Wasserstandshöhe für die jeweilige Probenahme, bzw den Probenahmezeitraum. Für die Modellierung wurde für alle Proben eines Probenahmezeitraums ein bestimmter Pegel, bzw. Abfluß angenommen, welcher der folgenden Tabelle entnommen werden kann.

Probezeitraum	angenommene Pegelstände für die Modellierung (Pegel Havelberg) [cm]
3 98	365
4 98	260
5 98	195
6 98	210
7 98	205
8 98	171
9 98	205
10 98	300
12 98	332
5 99	268
6 99	230
7 99	298
8 99	175
8 99	157

Tabelle 4: angenommene Pegelstände für die Modellierung

Die modellierten Geschwindigkeiten entsprechen einer Strömungsgeschwindigkeit in 0,37 m über der Stromsohle. Die modellierten Substratparameter entsprachen einem Durchschnittswert bis in eine Sohltiefe von 15cm.

Von den oben genannten Parametern konnten andere Parameter als Strömungsgeschwindigkeit und Korngröße, (wie pH und Sauerstoffgehalt) nicht modelliert werden. Parameter für die sich Korrelationen mit der Fauna ergeben, werden daher für die Modellierung als Konstanten vorgegeben. Die Konstanten der physikalische Parameter des Flußwassers, werden aus einer Trendanalyse der Meßdaten der Meßstationen Cumlosen (Landes Umweltamt Brandenburg) und Magdeburg (STAU Magdeburg) ermittelt. Der Pegel wird als Eingangsgröße vorgegeben.

Vorhanden in:	Kategorie der Parameter	Kürzel des Parameters	Parameter	Einheit	Messzeitraum und Erläuterung	
98 und 99	modell. hydrodyn. Parameter	v_Mod	modellierte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in y Richtung	[m/s]	Errechnet für eine Höhe die 0,37 *Wassertiefe entspricht	
		h_Mod	modellierte Wassertiefe	[m]		
		Vx_Mod	modellierte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in x Richtung	[m/s]	Errechnet für eine Höhe die 0,37 *Wassertiefe entspricht	
		Vy_Mod	modellierte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in y Richtung	[m/s]	Errechnet für eine Höhe die 0,37 *Wassertiefe entspricht	
modell. Substratdaten	Subs_mod	mittlere Korngröße nach Meyer Peter	[mm]			
	Gesamt Codierung	Name der Probestelle				
98 und 99	Probenvariablen	PartCode	Art der Probenahme		Code siehe untenstehende Erläuterung	
		1	Sampler		Dummyvariablen (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)	
		2	Stechrohr			
		3	Holzexp			
		4	Steinexp			
		5	Buhnenst schlacke			
		6	Buhnenst Natur			
		7	Ekkektor alt			
		8	Ekkektor neu			
		9	aufgefundenes Holz			
		10	Driffalle			
		0	BuhnenSteine gemischt			
		22	Stechrohr 2x			
		31	Holzexp Colakasten			
		23	Handaufsammlung			
		80	Aquarienaufzucht Stein			
		81	Aquar.- Weich.- Sampler			
		82	Aquar.- Weich.- Stech			
		83	Aquar.- Weich.- Stech 2x			
		SubsChID	Substrat-Charakteristik (0=Hart; Weich=1)	0-1		Substratparameter für die Unterscheidung in Hart und Weichsubstrat
		MonatZ	Jahresmonat von 1-12	1-12		
		Monatzz	Jahreszeit (Januar=1;Febr=2;Mrz=3;Apr.=4; Mai=5; Jun.=6; Jul=6; Aug=5; Sept=4; Okt.=3; Nov=2;Dez.=1)	1-6		
		Fruh	Die Monate März April Mai			Dummyvariable (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)
		Sommer	Die Monate Juni Juli August			Dummyvariable (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)
		Herbst	Die Monate September Oktober November			Dummyvariable (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)
		Jahr	Jahr der Probenahme (1998 =1; 1999 =2)	1-2		
		Monat	Nummer des Probenmonats	1-24		codiert von 1=Jan 98 bis 24=Dez. 99
		Stand_t	Standzeit der Besiedlungskörper	[d]		
ProbenID	fortlaufende Nummer der Probe					
LFMna2	Leitfähigkeits Maxima	µS/cm	Werte aus fortlaufenden 10 minütliche Messwerten der Stationen Magdeburg und Cumlosen (ARGE Elbe) für die 2 Wochen vor der Probenahme (Minutengenau ermittelt). Da die Probestellen zwischen den Stationen Magdeburg und Cumlosen liegen wurde interpoliert zwischen den Stationen Cumlosen und Magdeburg. Es wurde angenommen, daß sich die Wert linear und stetig zwischen Magdeburg und Cumlosen ändern. Der Standort wurde mit dem Stromkm des Bühnenfeldes errechnet			
LFMxa2	Leitfähigkeits Minima	µS/cm				
LF_a2	Leitfähigkeit	µS/cm				
O2GeMna2	Sauerstoff Gehalts Minima	[mg/l]				
O2GEH_a2	Sauerstoff Gehalt des Wassers	[mg/l]				
O2GeMxa2	Sauerstoff Gehalts Maxima	[mg/l]				
O2Sät_a2	Sauerstoff Sättigung des Wassers	[%]				
O2SäMna2	Sauerstoff Sättigungs Minima des Wassers	[%]				
O2SäMxa2	Sauerstoff Sättigungs Maxima des Wassers	[%]				
GstrMxa2	Globalstrahlungs Maxima					
Gstra_a2	Globalstrahlungs					
GstrMna2	Globalstrahlungs Minima					
LFTpMxa2	Lufttemperatur Maximum	[°C]				
LFTpMna2	Lufttemperatur Minima	[°C]				
LFTpa2	Lufttemperatur	[°C]				
TrüMna2	Minima der Trübung des Wassers					
Trü_a2	Trübung des Wassers					
TrüMxa2	Trübungs Maximum des Wassers					
Temp_a2	Wassertemperatur	[°C]				
TmpMna2	Wassertemperatur Minima	[°C]				
TmpMxa2	Wassertemperatur Maxima	[°C]				
pHMxa2	pH Maxima					
pHMna2	pH Minima					
pH_a2	pH					
Organik	orgGehal	Organischer Gehalt	%	gemessen als Glühverlust in %		
PegelDaten	HvBg_Mw	Mittelwerte Pegel Havelberg	[cm]	Die Weerte wurden für die 2 Wochen vor der jeweiligen Probenahme minutengenau ermittelt		
	Neuw_Mw	Mittelwerte Pegel Neuwerben	[cm]			
	Gnev_Mw	Mittelwerte Pegel Gnevsdorf	[cm]			
	HvBg_Min	Minima Pegel Havelberg	[cm]			
	Neuw_Min	Minima Pegel Neuwerben	[cm]			
	Gnev_Min	Minima Pegel Gnevsdorf	[cm]			
	HvBg_Max	Maxima Pegel Havelberg	[cm]			
	Neuw_Max	Maxima Pegel Neuwerben	[cm]			
Gnev_Max	Maxima Pegel Gnevsdorf	[cm]				
Substrat gemessen	mitKrnMP	mittlere Korngröße nach Meyer Peter	[mm]			
	mitKrnFu	mittlere Korngröße nach Fuhrböter	[mm]			
	d10	Korngröße bei 10% Siebdurchgang	[mm]			
	d20	Korngröße bei 20% Siebdurchgang	[mm]			
	d30	Korngröße bei 30% Siebdurchgang	[mm]			
	d40	Korngröße bei 40% Siebdurchgang	[mm]			
	d50	Korngröße bei 50% Siebdurchgang	[mm]			
	d60	Korngröße bei 60% Siebdurchgang	[mm]			
	d70	Korngröße bei 70% Siebdurchgang	[mm]			
	d80	Korngröße bei 80% Siebdurchgang	[mm]			
d90	Korngröße bei 90% Siebdurchgang	[mm]				
nur 99	Mess_t	Messzeit	[s]	Werte jeweils für den angegebenen Messteilraum; xyz Komponenten durch Vektoraddition erhalten		
	mit_x	Durchschnitt der Strömungsgesch. (x- Komponente)	[m/s]			
	mit_y	Durchschnitt der Strömungsgesch. (y- Komponente)	[m/s]			
	mit_z	Durchschnitt der Strömungsgesch. (z- Komponente)	[m/s]			
	Max_x	Maximum der Strömungsgesch. (x- Komponente)	[m/s]			
	Max_y	Maximum der Strömungsgesch. (y- Komponente)	[m/s]			
	Max_z	Maximum der Strömungsgesch. (z- Komponente)	[m/s]			
	Min_x	Minimum der Strömungsgesch. (x- Komponente)	[m/s]			
	Min_y	Minimum der Strömungsgesch. (y- Komponente)	[m/s]			
	Min_z	Minimum der Strömungsgesch. (z- Komponente)	[m/s]			
	Stabw_x	Standardabweichung der Strömungsgesch. (x- Komponente)				
	Stabw_y	Standardabweichung der Strömungsgesch. (y- Komponente)				
	Stabw_z	Standardabweichung der Strömungsgesch. (z- Komponente)				
	Max_vGes	Maximum der Strömungsgesch. (xyz Komponenten)	[m/s]			
Min_vGes	Minimum der Strömungsgesch. (xyz Komponenten)	[m/s]				



	Mit_vGes	Durchschnitt der Strömungsgeschw. (xyz Komponente)	[m/s]	
	StabvGes	Standardabweichung der Strömungsgeschw. (xyz Komponente)		
	Tief_ADV	Wassertiefe bei ADV Messung	[m]	
	t_phy	Messzeit	[s]	
Physikalischer Parameter gemessen an Probestelle	Tief_phy	Wassertiefe bei Messung Physikalischer Parameter	[m]	Messwerte aus eigenen Messungen im Substrat, durch Absaugen des Interstitial Wassers gewonnen. Die Werte wurden gemittelt für eine angenommene Tiefe zwischen 6 und 15cm. Die Tiefe wurde berechnet anhand der Pumpemfördermenge und der Pumpzeit, sowie eines angenommenen Fördervolumens unter dem Saugrohr
	pH_phy	Ph		
	Datu_phy	Messdatum		
	O2Ge_phy	Sauerstoffgehalt	[mg/l]	
	O2Sa_phy	Sauerstoffsättigung	%	
	Temp_phy	Temperatur	[°C]	
	v / ADV Ges. MW/ modelliert/ Ott	v_GesNeu	Strömungsgeschwindigkeit	
h / ADV/ modelliert	h_neu	Wassertiefe	[m]	
Substrat: Gemessen/ Modell/ interpoliert	KrMP_neu	mittlere Korngröße nach Meyer Peter	[mm]	gemischte Werte aus verschiedenen Messungen. Falls bei der jeweiligen Probe ein Wert fehlt, wird jeweils der Wert mit der höchsten Priorität (In Spalte B ganz links stehend) bevorzugt
	KrFu_neu	mittlere Korngröße nach Fuhrböter	[mm]	
	d10_neu	Korngröße bei 10% Siebdurchgang	[mm]	
	d20_neu	Korngröße bei 20% Siebdurchgang	[mm]	
	d30_neu	Korngröße bei 30% Siebdurchgang	[mm]	
	d40_neu	Korngröße bei 40% Siebdurchgang	[mm]	
	d50_neu	Korngröße bei 50% Siebdurchgang	[mm]	
	d60_neu	Korngröße bei 60% Siebdurchgang	[mm]	
	d70_neu	Korngröße bei 70% Siebdurchgang	[mm]	
	d80_neu	Korngröße bei 80% Siebdurchgang	[mm]	
Organik gemessen/ interpoliert	Org_neu	Organischer Gehalt	[%]	
	vx / Modell / ADV	vy_neu	gemischte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in y Richtung	[m/s]
Parameter gemischt 98/99	vy / Modell / ADV	vx_neu	gemischte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in x Richtung	[m/s]

Tabelle 5: Parameter und ihre Kürzel die zur Analyse zur Verfügung standen

Aufgrund der degradierten Fauna der Elbe erwies sich es sich als notwendig, für einzelne ausgewählte Proben eine genauere Determinierung der Species durchzuführen, welche daher gesondert statistisch betrachtet werden mußten.

Da nur für sehr wenige biologische Proben die abiotischen Daten komplett vorlagen, da z.B. das Strömungsmeßgerät durch den Projektteil Wasserbau erst im 2. Projektjahr angeschafft wurde, mußte weiterhin eine Aufspaltung in folgende Daten-Subsets durchgeführt werden:

	Benthosproben Ohne genauer determinierte Chironomidae und Oligochaeta, ohne Meiobenthos		Mit determinierten Oligochaeta 226 Proben		Mit determinierten Chironomidae (Larven)	
verschieden Determinationstiefen	244 Proben		226 Proben		204 Proben	
Subset substrattyp	Weich: 174	Hart: 70	Weich: 161	Hart: 65	Weich:	Hart:
Subset: physikalische Parameter im Boden	29 Proben	Nicht sinnvoll	29 Proben	Nicht sinnvoll		Nicht sinnvoll
Subset: per ADV gemessene Strömung	64	37	57	34		

Tabelle 6: Proben subsets in Abhängigkeit der Umweltparameter (Benthosproben)

Dies hatte zur Folge, daß manche Kombinationen nicht mit der ausreichenden statistischen Sicherheit bearbeitet werden konnten.

## 4.2 Probemethodik des Projektteils Terrestrik

### 4.2.1 Bodenfallen und Kodierung der Proben

Die Proben der terrestrischen Fauna wurden mittels Bodenfallen mit einem Öffnungsdruchmesser von 7,5 cm genommen. Als Fangfüssigkeit diente Elbewasser mit Detergenz. Von Konservierungsstoffen wurde abgesehen, da die Fallen in der Regel nach zwei Tagen geleert wurden. Innerhalb eines Probennahmezeitraums, der meist eine Woche dauert, wurden somit

mehrere Wiederholungen durchgeführt. Während der Sommermonate fand eine Probenahme innerhalb eines Monats statt.

Probennahme-Zeitraum				Fallenbezeichnung (Kuerzel, 4. Stelle des Fallencodes)
Anfang	Ende	Jahr	Monatscode	Kuerzel
16-Mrz-98	21-Mrz-98	98	03	a
27-Apr-98	03-Mai-98	98	04	b
03-Mai-98	01-Jun-98	98	05	c
22-Jun-98	28-Jun-98	98	06	d
20-Jul-98	27-Jul-98	98	07	e
17-Aug-98	21-Aug-98	98	08	f
14-Sep-98	18-Sep-98	98	09	g
12-Okt-98	16-Okt-98	98	10	h
17-Mai-99	23-Mai-99	99	05	v
14-Jun-99	20-Jun-99	99	06	w
12-Jul-99	18-Jul-99	99	07	x
05-Aug-99	09-Aug-99	99	08	y
14-Sep-99	18-Sep-99	99	09	z
02-Jul-01	04-Jul-01	01	07	–

Tabelle 7: Codierung Probennahmezeitraum (terrestrische Proben)

Die Fallen wurden in Transekten (vergl. Abbildung 6) senkrecht zur Wasserlinie angeordnet eingegraben. Dabei kann ein Bühnenfeld mehrere Transekte enthalten. Der Fallenabstand richtet sich in etwa nach der Kleinräumigkeit der Mikrohabitate. Ausserdem wurde Fallendichte an besonders gefährdeten Bereichen (wie z.B. in der Nähe der Wasserlinie) erhöht.

Bühnenfeld	Transektnamen	Probennahmezeitraum	TransektKuerzel (1. u. 2. Stelle des Fallencodes)
418	_418,43 Bühne	99: 9	1l
418	_418,43 re	99: 6	1f
418	_418,431 re	99: 8	1j
418	_418,44 re	99: 5,6,7,8	1k
418	_418,45 re	99: 5,6,7,8,9	1h
419	_419,96 l li	99: 5,6,7,9	2a
423	_423,1 ob ob re	99: 9	3a
423	_423,1 oben re	99: 6	3b
423	_423,1 re	99: 5,6,7,9	3c
425	_425,2 re	99: 5,6,,9	4a
425	_425,2b re	99: 7	4b
427	_427 l li	99: 5,6,9	5a
418	418,2 re	98: 3, 4	1a
418	418,33 oben re	98: 4,5,6	1o
418	418,33 re	98: 5	1b
418	418,34 re	98: 5	1c
418	418,35 re	98: 5	1d
418	418,40 re	98: 5	1e

418	418,43 re	98: 7,8,9	1f
418	418,43 re hinten	98: 10	1g
418	418,45 re	98: 4,5,6,7,8,9,10	1h
419	419,96 I li	98: 4,5,6,7,8,9,10	2a
419	419,96 II Buhne li	98: 7,8,9	2w
419	419,96 II li	98: 5	2b
419	419,96 II mitte li	98: 6	2y
419	419,96 II oben li	98: 6,7,8,9	2x
419	419,96 II unten li	98: 6,7,8,9	2z
423	423,1 ob. oben re	98: 7,8,9	3a
423	423,1 oben re	98: 6,7,8,9	3b
423	423,1 re	98: 3,4,5,6,7,8,9	3c
423	423,1 unten re	98: 6,7,8,9	3d
423	-423,1a re	01: 7	3b
423	-423,1b re	01: 7	3c
425	425,2 re	98: 4,5,6,7,8,9,10	4a
427	427 I li	98: 4,5,6,7,8,9,10	5a
427	427 II li	98: 4,6,7,8,10	5b

Tabelle 8: Codierung Transekt (terrestrische Proben)

Da die Anzahl der Fallen insbesondere stark vom Wasserstand abhängt, wurde folgende Nomenklatur innerhalb eines Transekts gewählt:

Es gibt einen höchstgelegenen Fallenstandplatz auf Position „0“. Die Namen der weiter zur Wasserlinie gelegenen Fallen ergeben sich aus der Entfernung in Meter von diesem Nullpunkt. Die Falle 0 stand in der Regel im Ruderalstreifen (Auenv egetation), um eine Außengruppe zu den typischen Rohbodenstandorten im eigentlichen Uferbereich zu repräsentieren.

Für die Benennung der Fallen war es insbesondere wegen der Einschränkung auf maximal 8 Zeichen bei dem Programm „Canoco“ notwendig folgende Codierung zu benutzen.

Erste Stelle	zweite Stelle	ab dritter Stelle	vorletzte Stelle	letzte Stelle
Buhnenfeld [1-5]	Teiltransekt [a-z]	Position [0-9],[([0-9]),([0-9])]	Probennahmezeitraum [a-z]	Wiederholung innerhalb Probennahmezeitraum [1-9]
1 Ziffer 1= 418 2= 419 3= 423 4= 425 5= 427	1 Buchstabe	1-3 Ziffern	1 Buchstabe siehe Tabelle 7: Codierung Probennahmezeitraum (terrestrische Proben)	1 Ziffer 1 = erste Leerung 2 = zweite Leerung n = n-te Leerung

Tabelle 9: Nomenklatur der Proben

#### 4.2.2 Berechnung der Abundanzen

Die Angabe der Häufigkeiten der Fauna erfolgte als Abundanz pro Falle. Sie wird entweder direkt als Anzahl der Individuen oder (insbesondere für die statistischen Auswertungen) als auf 24 Stunden standardisierte Werte angegeben.

### 4.2.3 Parameter zur Korrelationsanalyse und deren Kopplung an das morpho- hydrodynamische Modell

Für die Korrelationsanalyse mit der Fauna wurde ein Datensatz ausgewählt, der alle verfügbaren Umweltparameter (environmental variables) enthält, um daraus die wichtigsten herausfiltern zu können.

Dieser Teildatensatz enthält 386 Proben mit 88 Arten (incl. Pseudoarten) und wird im folgenden Teildatensatz 1 genannt.

Nicht berücksichtigt wurden die Parameter, die sich aus den pflanzensoziologischen Analysen und den Wetterdaten ableiten lassen, da diese nicht modelliert werden können.

Kürzel	Umweltparameter	Einheit / Werte	Erläuterung	Herkunft der Daten	Kopplung an Modell	Mittelwert	Varianz	Kopplung an Modell
dist_WL	Entfernung der Falle zur Wasserlinie	[m]	gemessen	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	35,45	29,69	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
dist_FG	Entfernung der Falle zur Grenze zwischen oberflächlich geschlossenem/offenem Kapillarsaum	[m]	gemessen	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt, da sehr aufwendig	9,38	34,02	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt, da sehr aufwendig
Feucht	Falle im oberflächlich geschlossenem/offenem Kapillarsaum	boolean (1/0)	aus dist_FG abgeleitet	TP Marburg		0,47	0,50	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt, da sehr aufwendig
d_Spiegl	Flurabstand	[m]	errechnet aus korrigierten topographischen Daten, Pegeldaten und Pegeloffsets	TP Marburg/Darmstadt	durchgeführt	1,12	0,67	durchgeführt
T_emers	Emerszeit: Zeit bis zur letzten Überflutung der Falle	[d] (Tage)	errechnet aus korrigierten topographischen Daten, Pegeldaten und Pegeloffsets	TP Marburg/Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt, da sehr aufwendig	95,63	104,77	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt, da sehr aufwendig
Jahr	Beprobungsjahr	[98,99,01]				98,00	0,00	
envzeit	Beprobungsmonat	[1-12]			als Konstante vorzugeben	6,42	1,98	als Konstante vorzugeben
sommer	Sommerigkeit	[1-6]	\$envzeit, falls \$envzeit < 7; 13 - \$envzeit, falls \$envzeit > 6			5,28	0,71	
Ekm	Elbkilometer	[km]	Gruppierungskriterium					
Buhne	Buhnenfeld		Gruppierungskriterium					
418		(0/1)	Buhnenfeld (Dummyvariable)					
419		(0/1)	Buhnenfeld (Dummyvariable)					
423		(0/1)	Buhnenfeld (Dummyvariable)					
425		(0/1)	Buhnenfeld (Dummyvariable)					
427		(0/1)	Buhnenfeld (Dummyvariable)					
Schluf_f	Feinschluffanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	1,20	0,95	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Schluf_m	Mittelschluffanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	3,09	1,67	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Schluf_g	Grobschluffanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	26,58	14,22	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Sand_f	Feinsandanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	43,45	16,67	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Sand_m	Mitelsandanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	20,19	14,52	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt

Sand_g	Grobsandanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	4,79	9,68	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Kies_f	Feinkiesanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,00	0,00	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Kies_m	Mittelkiesanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,00	0,00	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Kies_g	Grobkiesanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,00	0,00	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Ton	Tonanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,71	1,51	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Schluff	Schluffanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	30,86	15,60	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Sand	Sandanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	68,43	16,36	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Kies	Kiesanteil	[%]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,00	0,00	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
mKorn_MP	mittlere Korngröße nach Meyer Peter	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	durchgeführt	1,00	0,75	durchgeführt
mKorn_Fu	mittlere Korngröße nach Fuhrböter	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	durchgeführt	0,64	0,46	durchgeführt
K	Kiesanteil	[%]	geschätzt	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	39,82	11,49	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Km	Mittelkiesanteil	[%]	geschätzt	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	15,30	5,22	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
Kf	Feinkiesanteil	[%]	geschätzt	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	24,52	6,36	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
S	Sandanteil	[%]	geschätzt	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	68,64	25,48	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
U	Schluffanteil	[%]	geschätzt	TP Marburg	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	57,59	21,86	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
OL_Auflage	Organische Auflage	[%]	geschätzt	TP Marburg	nicht möglich	1,00	0,00	nicht möglich
De_Streu	Deckung Streu	[%]	geschätzt	TP Marburg	nicht möglich	21,89	34,30	nicht möglich
De_Baum	Deckung durch Bäume	[%]	geschätzt	TP Marburg	nicht möglich	28,24	25,83	nicht möglich
d10	Korngröße bei 10% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,14	0,05	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d20	Korngröße bei 20% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,20	0,08	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d30	Korngröße bei 30% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,30	0,35	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d40	Korngröße bei 40% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,37	0,25	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d50	Korngröße bei 50% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,48	0,33	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d60	Korngröße bei 60% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,62	0,46	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d70	Korngröße bei 70% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	0,82	0,68	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d80	Korngröße bei 80% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	1,09	0,92	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt
d90	Korngröße bei 90% Siebdurchgang	[mm]	gemessen	TP Darmstadt	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt	1,70	1,41	prinzipiell möglich, nicht durchgeführt

Tabelle 10: Parameter für die Korrelationsanalyse (gesamt)

Anmerkung: In den vorliegenden Proben von 1998 aus denen sich der Datensatz für die Korrelationsanalyse rekrutierte, konnte für die gemessenen Korngrößen nirgends die Kiesfraktion nachgewiesen werden, obwohl diese nach Augenschein hätte vorhanden sein müssen. Hier liegt unter Umständen ein Messfehler vor.

### 4.3 Qualitative Deskription der Fauna im Untersuchungsgebiet

Eine Beschreibung der Artengemeinschaft in Bezug auf Zusammensetzung und Ähnlichkeit erfolgte nach Mühlenberg (1993) durch die Berechnung der Dominanz.

Nach Mühlenberg (1993) ist die Dominanz, „die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten bezogen auf eine bestimmte Lebensraumgröße“. Die Lebensraumgröße stellte den untersuchten Elbeabschnitt dar.

$$D_x = \frac{\left( \sum_{i=1}^n A_x; i = 1, \dots, n \right) \times 100}{\sum_{i=1}^n s_i; i = 1, \dots, n}$$

Gleichung 1: Gleichung zur Dominanzberechnung

Bei der Berechnung der Dominanz werden also die Abundanzen der Arten aller Proben addiert, um dann gegen die Gesamtabundanz in allen Proben in Relation gesetzt zu werden.

Eine andere Möglichkeit, mit leicht anderen Ergebnissen besteht darin, die Dominanzen für jede Probe getrennt zu berechnen um dann durch Mittelwertbildung den Durchschnitt für die gesamte Artengemeinschaft zu berechnen: Die durchschnittliche Gesamtdominanz  $\emptyset D_x$  einer Art x der Proben von 1-j errechnet sich damit als

$$\emptyset D_x = \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{A_x \text{ (in Probe}_i\text{)} \times 100}{s_i} \right); i = 1, \dots, n}{n}$$

Gleichung 2: Gleichung zur Berechnung der durchschnittlichen Gesamtdominanz

Es gelten:

$A_x$ : Individuenzahl der Art<sub>x</sub>

$n$ : Anzahl der Proben

$s_i$ : Gesamtzahl der Individuen in Probe<sub>i</sub>

Bei der Berechnung fanden lediglich jene Proben Berücksichtigung, bei welchen die Oligochaeten- bzw. Chironomidenfauna differenziert bestimmt wurde.

Es wurde die logarithmische Einteilung nach Engelmann (1978) gewählt, um die Dominanzen zu klassifizieren.

Klassifizierung	% Anteil der Art an Gesamtabundanz	Bewertung
Eudomin.	32,0-100%	Hauptart
Domin.	10,0-31,9%	Hauptart
Subdomin.	3,2-9,9%	Hauptart
Rezed.	1,0-3,1%	Begleitart
Subrezed.	0,32-0,99%	Begleitart
sporadisch	unter 0,32%	Begleitart

Tabelle 11: Einteilung in Dominanzklassen (Engelmann 1978)

## 4.4 Statistische Methoden

Es wurden die statistischen Methoden multiple Regression, Generalized linear models (GLM), PCA (Hauptkomponentenanalyse), CCA (canonische Correspondenzanalyse) und RDA (Redundanzanalyse) verwendet um die Proben darzustellen und Beziehungen zwischen Arten und Umweltfaktoren zu analysieren. Die zu analysierenden Datensätze werden zunächst in Excel und Access transformiert, um dann mittels des Programmpakets CANOCO analysiert und als Scatter-Plots dargestellt zu werden. Eine weitergehende Analyse erfolgte mittels GLM in Canodraw, sowie multipler Regression mit dem Programmpaket SPSS und in Excel.

### 4.4.1 Multivariate Methoden; die Ordinationstechniken RDA und PCA

Die zur Analyse der Beziehungen verwendeten Methoden RDA und PCA sind multivariate Ordinationstechniken. Es wird versucht, Proben aufgrund ihrer Artenzusammensetzung als räumliche Punktwolken abzubilden, um Beziehungen zwischen Artenzusammensetzung der Proben und zugehörigem Umweltparametersatz erkennen zu können. Für die Punktwolke werden Achsen konstruiert, die hypothetischen Umweltgradienten entsprechen, welche die Varianz im Datensatz bestmöglich erklären und unabhängig voneinander sind.

Es wird unterschieden nach Methoden, welche die Umweltparameter in die Abbildung mit einbeziehen (direkte Gradientenanalysen (CCA, RDA)) und solche ohne die Umweltparameter. D.h. eine Hypothesenbildung wird über die zugrundeliegende Verteilung der Species allein versucht. (PCA, CA)

Im Projekt wurde für die Analyse des Benthos die Methoden RDA und PCA verwendet, welche daher im weiteren auch beschrieben werden. Bei RDA und PCA wird von einem linearen Modell ausgegangen, d.h. die Reaktion der Art auf den Umweltfaktor soll stetig linear sein. Dies kann insbesondere bei der Betrachtung eines kleinen Ausschnitts des Umweltparameters der Fall sein, wenn das ökologische Optimum der Art nicht im gemessenen Ausschnitt des Umweltparameters liegt.

Die Geradengleichung beschreibt diesen linearen Zusammenhang.

$$y = a + b \times V$$

Gleichung 3: Geradengleichung

Im folgenden werden Regression und Calibration kurz beschrieben (siehe auch Ter Braak 1993). Diese Methoden sind selbst keine multivariaten Ordinationstechniken, da hier nur die Beziehung zwischen einem Faktor (Art) und mehreren Umweltfaktoren gleichzeitig analysiert und betrachtet werden kann. Sie sind aber ebenso wie die ihnen zugrundeliegenden Annahmen und Voraussetzungen Grundlage für die Ordination, da mit ihrer Hilfe die Punktwolken der Ordination errechnet werden.

#### 4.4.1.1 Regression

Es stellt sich das Problem "wie ändert sich die Abundanz der Arten mit einer Änderung der Umweltfaktoren", bzw. wie kann von der Änderung von Umweltfaktoren auf **Abundanzen** geschlossen werden (unter der Voraussetzung das das Antwortverhalten einem linearem Modell folgt s.o.).

Werden die Daten zentriert (s.o. unter Vektortransformation), so entfällt "a", bzw. wird zu einer Fehlerkomponente "e" mit dem Mittelwert 0 und einer Varianz abhängig von  $i$  und  $\Phi$ :  $V_{\phi_i}$ . Es kann also vereinfacht werden zu:

$$y_{\phi_i} = b_{\phi} \times V_i (+e_{\phi_i})$$

Gleichung 4: Geradengleichung, Daten zentriert

Mit

- $y_{\phi i}$  der zentrierten Abundanz der Art "  $\phi$  " der i-ten Probestelle
- $V_i$  dem zentrierten Wert des Umweltfaktors zugehörig zu dieser Probestelle
- $b_{\phi}$  der Steigung (der Art "  $\phi$  ")
- $e_{\phi i}$  der Fehler der Schätzung von Art "  $\phi$  " der i-ten Probestelle

Der Regressionskoeffizient  $b_{\phi}$  kann nach der Methode der kleinsten (Abweichungs-) Quadrate aus einer Anzahl Proben - in welchen die Abundanz  $y_{\phi i}$  für  $m$  Spezies und der Umweltparameter  $V_i$  (z.B. pH) bekannt ist - bestimmt werden mit (s. z.B. Plate 1993):

$$\tilde{b}_{\phi} = \sum_{i=1}^m \frac{y_{\phi i} V_i}{s_V^2} \quad \text{Gleichung 5: Bestimmung des Regressionskoeffizienten}$$

Mit:

$$s_V^2 = \sum_{i=1}^m V_i^2 \quad \text{Gleichung 6: Schätzer für die kleinsten Quadrate}$$

Gleichung 6 beschreibt den Schätzer der kleinsten Quadrate. Dies ist der beste lineare, nicht gewichtete Schätzer unter der Voraussetzung, daß die Fehler unkorreliert und gleichmäßig (über die Proben) verteilt sind ( $v_{\phi i} = v_{\phi}$ ). Bei einer Normalverteilung der Fehler ist dies ebenfalls der Schätzer für die größte Wahrscheinlichkeit (ML= maximum likelihood estimator) (s. Ter Braak 1993).

Ist der Koeffizient bekannt, kann ein „optimaler“ Wert gefunden werden, für welchen das Modell am besten passt. Nach diesem Prinzip werden die site scores ( $K_i$ ) der PCA berechnet.

#### 4.4.1.2 Calibration

Ein ähnliches Problem wie unter 4.4.1.1 oben stellt sich, wenn die Beziehungen zwischen den Abundanz der Arten und den Umgebungsvariablen bekannt sind und aus der Abundanz auf die **Umweltvariablen** an einem neuen "hypothetischen" Standort geschlossen werden soll. Jetzt ist der Regressionskoeff.  $b_{\phi}$  bekannt und  $V_i$  die Umgebungsvariable die Gesuchte. Gleichung 5 ändert sich damit zu:

$$\tilde{V}_{\phi} = \sum_{\phi=1}^m \frac{y_{\phi i} \times b_i}{s_b^2} \quad \text{Gleichung 7: Bestimmung einer Umweltvariablen}$$

Mit:

$m$ : der Anzahl der Arten

$$\text{Und } s_b^2 = \sum_{\phi=1}^m b_{\phi}^2 \quad \text{Gleichung 8: Schätzer für die kleinsten Quadrate}$$

Analog zu Gleichung 6 beschreibt Gleichung 6 den Schätzer der kleinsten Quadrate und den ML unter der Voraussetzung, daß die Fehler der Abundanz einer Normalverteilung folgen, unabhängig sind und homogen verteilt sind ( $v_{\phi i} = v_i$ ). Diese Voraussetzungen sind in der Realität häufig nicht gegeben, da sich Korrelationen zwischen dem Vorhandensein verschiedener Species ergeben. Weiterhin ist die Restvarianz für verschiedene Arten unterschiedlich. Die Bestimmung der größten Wahrscheinlichkeit (ML) und Lösung dieses Problems erfolgt auf der Basis von Standardalgorithmen (Brown 1979 und Brown 1982 in Ter Braak 1993) .

#### 4.4.1.3 Ordination

Zur Errechnung der Koordinaten der Punktwolken der Proben (site scores ) und Arten (species scores), bzw. deren Achsen, haben sich verschiedene Methoden etabliert.



Eine Methode welche die Vorgehensweise gut veranschaulicht, ist eine Kombination aus Regression und Calibration (Eichung) mit iterativem Ansatz (Gourlay and Watson 1973):

1. Zum Beginn der Iteration werden Site scores  $\{K_i\}$  generiert deren (zufälliger) Wert im Mittel Null ist
2. Mittels linearer Regression werden nach Gleichung 5 neue Species scores errechnet s.o.
3. nach Gleichung 7 werden neue Site scores errechnet
4. die site scores werden standardisiert mit:  $K'_i = K_i \sqrt{n/s_k}$  mit  $s_k$  wie in Gleichung 6
5. Die Operation kann abgebrochen werden, wenn die neuen site Scores ähnlich der site scores des vorhergehenden Zyklus sind. Sonst wird wieder bei Punkt 2 begonnen.

Man erhält die Koordinaten für eine Dimension, welche unabhängig von den Eingangs - "Koordinaten" sind. Um die Darstellung auf mehrere Dimensionen zu erweitern, wird der gleiche Algorithmus angewendet, aber um einen Schritt (nach 3.) erweitert, in welchem die erhaltenen Scores (für die erste Achse) mit den neuen unkorreliert gemacht werden:

3a es wird 
$$\int = \sum_i \frac{K_i K_{i1}}{n}$$
 berechnet

und "neue"  $K_i$  (des nächsten Iterationsschritts) werden berechnet als:

$$K'_i = K_i - \int K_{i1}$$

Weitere Dimensionen, d.h. hypothetische Umweltgradienten bzw. Achsen der PCA werden analog berechnet.

#### 4.4.1.4 Erweiterung des indirekten Ansatzes der PCA zu einer direkten Gradientenanalyse (RDA) „Constrained Ordination“

Die Achsen der PCA werden so in die Punktwolke konstruiert, daß sie die größte Varianz im Datensatz markieren. In der RDA dagegen wird nach den gewichteten Mittelwerten (weightetd Sums ) der **Umweltvariablen** gesucht, die die Artaufnahme am besten erklären, bzw. fiten. Die Achsen der RDA werden also so konstruiert, daß sie eine Linearkombination der Umweltvariablen darstellen, welche die maximale Gesamtsumme der Quadrate (maximum total regression sum of Squares) ist.

Dies wird erreicht, indem der iterative Algorithmus, welcher oben skizziert wurde, um einen Schritt erweitert wird, welcher nach Punkt 3 durchgeführt wird. (JONGMANN et al 1987)

3a durch eine multiple Regression der site scores auf die Umgebungsvariablen nach Gleichung 9 werden neue Site scores errechnet

$$K_{i/1.Achse} = a_{1.Achse} + \sum_{j=1}^n \beta_j \times V_{ji} \quad \text{Gleichung 9: Regression zur Berechnung von K}$$

Es gelten:

$K_{i/1.Achse}$	SamE scores Achse 1 für Probe i
$\beta_j$	Regressionskoeffizient der Umweltvariable $V_j$ (auf Achse 1)
$V_{ji}$	(standardisierter) Wert der Umweltvariable j in Probe i
$a_{1.Achse}$	Steigungskonstante (Fehler Term)

D.h. die Regression wird innerhalb des iterativen Prozesses durchgeführt. Bei Konvergenz, d.h. wenn die neuen site Scores ähnlich der site scores des vorhergehenden Zyklus sind, werden die Koeffizienten  $\beta$  „canonische Koeffizienten“ genannt und der multiple Korrelationskoeffizient „R“ ist die Korrelation von Arten zu Umweltvariablen. Durch Einsetzen von Gleichung 9 in Gleichung 4 kann gezeigt werden, daß der „Regressions Koeffizient“ einer Art  $\Phi$  zu einer Umweltvariablen  $V_j$  die Form  $b_{\Phi} \cdot c_j$  annimmt. D.h. z.B. für 2 Achsen :  $b_{\Phi 1} \cdot c_{j1} + b_{\Phi 2} \cdot c_{j2}$  Das Verfahren zur Bestimmung der Koeffizienten wird unter 4.4.3 unten beschrieben.

#### 4.4.2 Ermittlung der Korrelationen von Umweltparametern und Abundanzen mittels GLM

Zur Vorhersage der Abundanzen wurde ein „fixed regression model“ zweiter Ordnung benutzt. Im eindimensionalen Fall (die vorherzusagende (abhängige) Variable (y) wird gegen eine Ordinationsachse oder eine andere (Umwelt-)Variable aufgetragen), wird der Zusammenhang zwischen Abundanz und Umweltparameter durch folgenden Term beschrieben:

$$Y = b_0 + (b_1 \times V) + (b_2 \times V^2) \quad \text{Gleichung 10: Polynom 2. Grades zur Bestimmung von y}$$

In der GLM-Terminologie (generalized linear models) stellt dieser lineare Predictor einen Spezialfall dar, in dem die vorherzusagende Variable normalverteilt ist. Da eine Normalverteilungsannahme in diesem Fall jedoch ungeeignet ist, wird der lineare Predictor um die sogenannte link function erweitert.

Die link funktion g lautet für E(Y), dem Erwartungswert von Y, im allgemeinen Fall:

$g(E(Y))=n$  und ist abhängig von der Verteilung der vorherzusagenden Variablen.

Für eine normalverteilte vorherzusagende Variable ergibt sich daraus  $g(V)=V$  (identity link) und ist somit identisch mit dem linearen Predictor. Für die Poisson-Verteilung heisst die link function:  $g(V)=\ln(V)$  (log link). Dieser Zufallsverteilung folgen (theoretisch) unabhängige, gemessene Anzahlen, wie z.B. die Anzahl von Tieren, die in eine Falle fallen, und wird hier implizit angenommen. Die tatsächlich gegebenen Verteilungsfunktionen werden erst nach Vorliegen des kompletten Datensatzes bestimmt.

Für die vorliegenden Datensätze wurde die Poisson-Verteilung angenommen. Die Funktion für die geschätzten Abundanzen (y) bei gegebenem Umweltfaktor (V) lautet dann:

$$Y = \exp \left[ b_0 + (b_1 \times V) + (b_2 \times V^2) \right] \quad \text{Gleichung 11: link Funktion}$$

#### 4.4.3 Multiple Regression

Mittels der oben beschriebenen Ableitung sind lediglich Zusammenhänge zwischen einer Umweltvariablen und einer Species darzustellen. D.h. weitere Umweltfaktoren müssen, ebenso wie die Interaktionen zwischen den Arten, als konstant bei der Betrachtung des Umweltfaktors angenommen werden. Die Teil- Regressionskoeffizienten, welche mittels multipler Regression erhalten werden, sind nur unter der Voraussetzung jenen gleichzusetzen welche mittels einer Regression von Abundanz gegen jeweils einen Umweltfaktor erhalten werden, daß die Umgebungsvariablen unkorreliert sind. Da dies in der Natur nur für wenige Variablen zutrifft, ist eine multiple Regression das Mittel der Wahl zur Analyse der Beziehungen zwischen Arten und Umgebungs-faktoren.

Mittels der RDA wird ein Artenraum – Umweltfaktoren Raum aufgespannt. D.h. die Lage jeder Probe (Koordinaten im Arten/Umweltfaktorenraum) definiert sich aus der hier vorgefundenen Fauna (Artenzusammensetzung) und/bzw oder den hier herrschen Umweltparametersatz (s.o.)

Die Vorhersage der Fauna einer Probe i kann also über die Umweltparameter erfolgen, genauso wie die Vorhersage der Umweltparameter über die Fauna erfolgen kann, falls die Koordinaten

dieser Probe  $i$  mit dem hypothetischen Umweltparametersatz bestimmt wurden. Für eine Bestimmung der Koordinaten der Probe  $i$  müssen zunächst die Koeffizienten des linearen Modells der RDA (s.o.) bestimmt werden. Dies erfolgt durch 4 multiple Regressionen (siehe Gleichung 8) von Umweltfaktoren als unabhängiger Variable über die Koordinaten der aufgenommenen Proben (SamE scores). Man erhält für die Umweltvariablen pro Achse einen Satz Regressionskoeffizienten (d.h. bei 4 Achsen 4 Koeffizienten-Sätze).

$$K_{i/1.Achse} = a_{1.Achse} + (\beta_{Env\_1/1.Achse} * V_{Env\_1/1.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/1.Achse} * V_{Env\_n/1.Achse})$$

$$K_{i/2.Achse} = a_{2.Achse} + (\beta_{Env\_1/2.Achse} * V_{Env\_1/2.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/2.Achse} * V_{Env\_n/2.Achse})$$

$$K_{i/3.Achse} = a_{3.Achse} + (\beta_{Env\_1/3.Achse} * V_{Env\_1/3.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/3.Achse} * V_{Env\_n/3.Achse})$$

$$K_{i/4.Achse} = a_{4.Achse} + (\beta_{Env\_1/4.Achse} * V_{Env\_1/4.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/4.Achse} * V_{Env\_n/4.Achse})$$

Gleichung 12: Bestimmung der SamE scores (Koordinaten) der Proben der RDA

es gelten:

- $K_{i/1..4.Achse}$ : SamE scores Achsen 1-4 für Probe  $i$
- $\beta_{Env\_1-n/1..4.Achse}$ : Koeffizient der Umweltvariable  $V_{1-n}$  auf Achse 1-4
- $V_{Env\_1-n/1..4.Achse}$ : (standardisierter) Wert der Umweltvariable in Probe  $i$
- $a_{1..4.Achse}$ : Steigungskonstante auf Achse 1-4

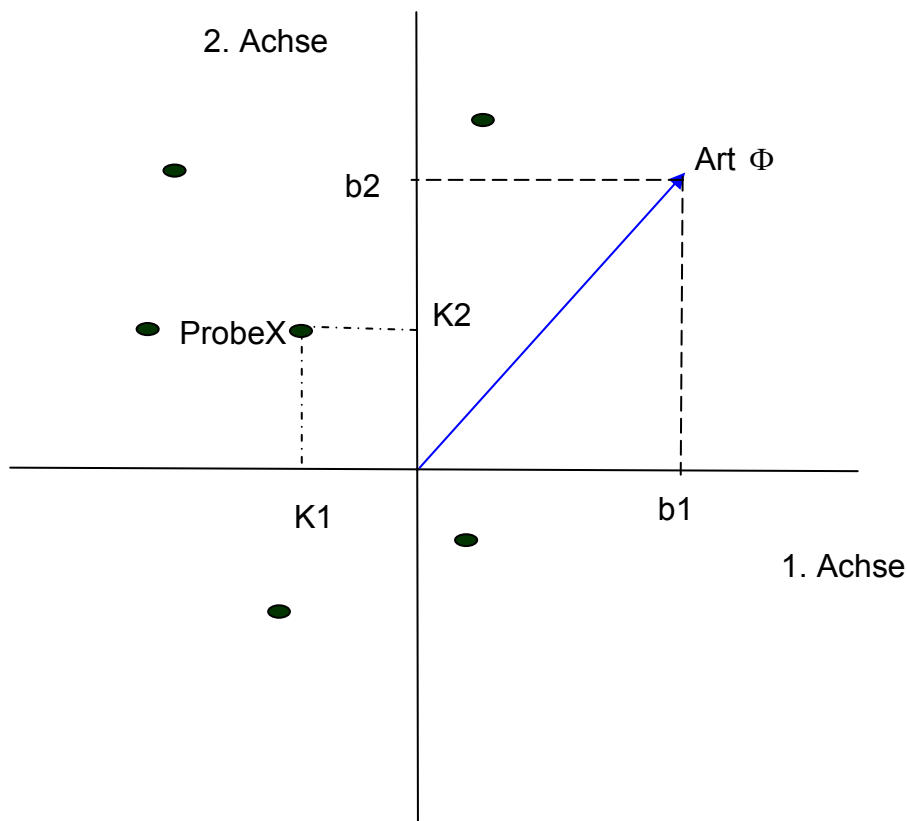


Abbildung 7: Modell der RDA

Die Bestimmung der Abundanz in dieser Probe erfolgt dann über eine weitere multiple Regression der Koordinaten (SamE scores) der Proben als unabhängiger Variable, über die Abundanzen der zu berechnenden Species der aufgenommenen Proben. Man erhält für jede Species für die die Regression durchgeführt wurde, die Funktion zur Berechnung der Abundanz für eine Probe bei bekannten Koordinaten. Anders ausgedrückt: Die Abundanz einer Species in einer Probe wird in Verhältnis gesetzt, von der Lage der Probe zu der Spitze des Arten Vektors (Species score),

welcher das Ergebnis der Regression der Abundanz Art über die SamE Scores aller Proben darstellt.

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \bar{\Phi} + b_1 * K_1 + b_2 * K_2 + b_3 * K_3 + b_4 * K_4 \quad \text{Gleichung 13: Bestimmung der Species scores (RDA)}$$

Es gelten:

$y_{\Phi\_inProbe\_i}$ : Abundanz der Art  $\Phi$  in Probe  $i$

$\bar{\Phi}$ : Mittelwert der Abundanz der Art  $\Phi$  (centrierte RDA)

$K_{i/1..4.Achse}$ : SamE score Achsen 1-4 der Probe  $i$

$b_{1-4}$ : Koeffizienten Achsen 1-4 der Art  $\Phi \approx$  Spec. score (wenn gilt Interset korrelation =1)

Bei einer Transformation der Abundanzen  $Y' = \ln(A * Y + B)$  mit  $A=10$  und  $B=1$  wie sie für die Taxa Datensätze durchgeführt wurde ändert sich die Gleichung 11 zu:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = [(e^{(\bar{\Phi} + b_1 * K_1 + b_2 * K_2 + b_3 * K_3 + b_4 * K_4)} - 1) / 10] \quad \text{Gleichung 14: Bestimmung der Species scores (RDA) bei ln transformierten Daten}$$

Damit ergibt sich folgender Term zur Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit der Umweltparameter:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ \left[ e^{\left[ \bar{y}_{\Phi} + \left[ b_1 * \left( a_{1.Achse} + \left[ (\beta_{Env\_1/1.Achse} * V_{Env1}) + \dots + (\beta_{Env\_n/1.Achse} * V_{Env\_n}) \right] \right) + \dots + b_4 * \left( a_{4.Achse} + \left[ (\beta_{Env\_1/4.Achse} * V_{Env1}) + \dots + (\beta_{Env\_n/4.Achse} * V_{Env\_n}) \right] \right) \right] \right] - 1 \right] / 10$$

Gleichung 15: Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit der Umweltparameter

Die Umweltfaktoren werden vor der Ordination standardisiert um sie vergleichbar zu machen. Das gleiche Verfahren muß daher auch für hypothetische Umweltfaktoren angewandt werden. Diese können aber nicht mit den anderen Faktoren standardisiert werden, da sie sonst das Ergebnis der Standardisierung und jeden standardisierten Wert verändern. Daher wird eine lineare Regression durchgeführt, um den Wert des hypothetischen Umweltfaktors im Wertebereich und auf der Skala der standardisierten Umweltfaktoren einordnen zu können. Obige Funktion erweitert sich daher für jeden Umweltfaktor um einen weiteren Term der Form

$$V'_{env1 \rightarrow n} = c_{env1 \rightarrow n} + \gamma_{env1 \rightarrow n} \times V_{env1 \rightarrow n}$$

Es gelten:

$V_{env}$  Wert des Umweltfaktors 1 bzw bis  $n$

$c$  Konstante

$\gamma$  Konstante

Da der Mittelwert der standardisierten Umweltfaktoren 0 ist, entfällt die Steigungskonstante

$a_{1..4.Achse}$ . Damit ändert sich die Gleichung zur Berechnung der Abundanz zu

$$Y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ \left( e^{\left[ \bar{y}_{\Phi} + \left[ b1 * (\beta_{Env\_1/1.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_n/1.Achse} * (c_{Env\_n} + \gamma_{Env\_n} * V_{Env\_n})) + \dots \right] \right. \right. \right. \\ \left. \left. \left. \dots + b4 * (\beta_{Env\_1/4.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_n/4.Achse} * (c_{Env\_n} + \gamma_{Env\_n} * V_{Env\_n})) \right] \right) - 1 \right] / 10$$

Gleichung 16: Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit der Umweltparameter (bei standardisierten Parametern)

Zur Absicherung der Aussagen der Korrelationen von Achsen und Umgebungsvariablen mittels des multiplen Korrelationskoeffizienten R und Prüfung auf Signifikanz, wird der f-Test verwendet. Die einzelnen Teilregressionskoeffizienten werden mittels t-Test auf Signifikanz geprüft.

Hier stellt sich die Frage warum nicht eine multiple Regression einer Species direkt über die Umweltfaktoren durchgeführt wird, bzw. warum die Analyse der Beziehung Spezies Umweltfaktor mit multivariaten Methoden nachgegangen wird. LEPS (1998) bemerkt hierzu, daß die Gefahr einem Type I Error zu begehen (Die Nullhypothese wird abgelehnt, obwohl sie richtig ist, d.h. die Korrelation besteht auf gegebenem Signifikanzniveau tatsächlich nicht.) bei jedem univariaten Test gleich groß ist (bei  $\alpha=0,05$  in einem von 20 Fällen) und sich mit der Anzahl der Tests addiert. D.h. bei 20 untersuchten Species ist statistisch gesehen eine Art deren Beziehung fälschlicherweise als signifikant angesehen wird. Dieser Fehler wird minimiert, indem eine Vorauswahl der durch die multivariaten Methode als signifikant dargestellten Arten getroffen wird und hiernach die univariate Methode angewendet wird.

Das Ergebnis der Berechnung der Abundanz der Spezies oder Taxa durch ein solches Polynom wie oben abgebildet kann auch negativ sein, da das Ergebnis der Geradengleichung auch negativ sein kann. Dies stellt gewissermaßen suboptimale Bedingungen für das Taxon dar. Da negative Abundanzen aber nicht möglich sind, wurde dann das Ergebnis als 0 = kein Vorkommen bezeichnet.

#### 4.4.4 Voranalyse der Daten

Viele statistische Tests erfordern Annahmen über Art und Verteilung der Daten. Daher müssen die Daten vor der Anwendung der Tests auf Erfüllung dieser Kriterien geprüft werden. Daten die die Kriterien nicht erfüllen, können transformiert werden (s. folgendes Kapitel), bzw. Proben die die Aussagen verfälschen, können nach Prüfung eliminiert werden (Ausreißer).

**Ausreißer** tragen zur Asymmetrie einer Verteilung bei. Zudem haben die Extremwerte der erklärenden Variablen einen stärkeren Einfluß auf das Ergebnis der Ordination als Werte der „normalen“ Proben. Ausreißer sollten daher erkannt und von der Analyse ausgeschlossen werden oder der Einfluß der Probe auf die Ordination ermittelt werden. Nach Sachs (1992) ist eine mögliche Methode um Ausreißer bestimmen folgende:

$$Q_{25} - k(Q_{75} - Q_{25}) \leq \text{keine Ausreisser} \leq Q_{75} + k(Q_{75} - Q_{25}) \quad \text{Gleichung 17: Ermittlung von Ausreißern}$$

mit:

k: =1,5

Q<sub>25</sub>: das untere Quartil (25% Quantil)

Q<sub>75</sub>: das obere Quartil (75% Quantil)

D.h. Werte die um das 1,5fache (k) des Interquartilbereichs unterhalb des Q<sub>25</sub> und um das 1,5 fache des Interquartilbereichs oberhalb des Q<sub>75</sub> liegen gelten als keine Ausreißer.

In Canoco wird die „Leverage“ als Maß für den Einfluß eines Werts auf das Ergebnis einer linearen Regression berechnet. Diese ist ein Maß dafür, wie extrem die Position der Probe im Umweltvariablenraum ist. Proben die mehr als das 5 fache der Leverage von der durchschnittlichen Leverage abweichen, werden als Ausreißer detektiert. Dies sind Werte, die um das 3fache der Standardabweichung vom Mittelwert abweichen.

Nur Tiere, die in für eine hinreichende Signifikanz **ausreichender Stichprobenanzahl** geprobt wurden, gingen in die Analyse ein. D.h. Tiere deren Vorkommen im Datensatz n=7 unterschritten, wurden nicht in die nähere Betrachtung (Regression, multiple Regression) einbezogen, gingen aber dennoch in die Analyse mittels RDA ein, da ihr Vorhandensein oder Nichtvorhandensein eine wichtige Zusatzinformation darstellen kann.

#### 4.4.5 Transformation (Aufbereitung) der Daten

Die Transformation der Daten für CCA, RDA und PCA erfolgt in mehreren Arbeitsschritten:

##### 1. Transformation der Abundanzen

Vektortransformation: Um die Unterschiede zwischen den einzelnen Aufnahmen zu verdeutlichen, wird nach Arten zentriert. Dabei wird der Wert jeder Variablen durch die Abweichung vom Mittelwert aller Werte der jeweiligen Variablen ersetzt. Geometrisch wird der Nullpunkt des Koordinatensystems in den Schwerpunkt der Punktwolke verschoben.

Presence Absence Transformation: Eine Presence Absence Transformation kann durchgeführt werden, um den starken Einfluß eudominanter Arten zu eliminieren. Vorkommen egal welcher Abundanz erhalten den Wert 1, das Nicht-Vorkommen einer Art wird mit dem Wert 0 belegt. Diese Transformation bedeutet aber auch einen Verlust an Information.

Standardisierung der Abundanzen: Multivariate Analysen mit standardisierten Proben zeigen lediglich Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Proben, aber nicht Unterschiede welche durch absolute Abundanzen indiziert werden.

Skalartransformation: Da eudomin.e bzw. domin.e Arten die quantitativen Strukturen einer Artengemeinschaft häufig überdecken, subdomin.e Arten dagegen eine Veränderung von ökologischen Faktoren besser indizieren, können die Abundanzen logarithmiert werden. Zudem verschiebt die Logarithmierung die in Biozönosen auftretende linksschiefe Verteilung in Richtung Normalverteilung.

Es wurde die folgende Transformation benutzt:

$$Y' = \ln(A * Y + B)$$

Gleichung 18: In Transformation der Artdaten

es gelten:

Y: zu transformierende Variable

Y': transformierte Variable

A: =10

B: =1

Bei dieser Transformation wird ein kleiner Wert (B) zu den Variablen addiert, da der oft auftretende Wert ln(0) nicht definiert ist.

Eine weitere Möglichkeit der Skalartransformation ist die Wurzeltransformation:

$$Y' = \sqrt{Y}$$

es gelten:

Y: zu transformierende Variable

Y': transformierte Variable

##### 2. Transformation der Umweltparameter

Auch die Verteilung der Daten der Umweltparameter kann mittels log oder Wurzel Transformationen korrigiert werden.

Standardisierung der Umweltparameter: Multivariate Analysen mit standardisierten Proben zeigen lediglich Unterschiede zwischen den Proben, aber nicht Unterschiede welche durch absolute Differenzen indiziert werden.

### 3. Test auf Informationszugewinn durch Transformation der Variablen

Es wurde empirisch mithilfe des pearsonschen (Produkt-Moment-) Korrelationskoeffizienten ermittelt, ob eine Transformation einen Zugewinn an Informationen erbringt.

Der pearsonsche Korrelationskoeffizient ist ein dimensionsloser Index mit dem Wertebereich  $-1,0 \leq r \leq 1,0$  und ist ein Maß dafür, inwieweit zwischen zwei Datensätzen eine lineare Abhängigkeit besteht.

Das Vorzeichen der Korrelation sagt nichts über die Enge des Zusammenhangs, sondern nur etwas über die Richtung des Zusammenhangs aus. Ein fehlender Zusammenhang drückt sich durch eine Korrelation nahe Null aus. Gewöhnlich werden Korrelationen wie folgt interpretiert - diese Werte stellen allerdings nur ungefähre Richtgrößen und keine exakten Grenzwerte dar-:

0,00	kein Zusammenhang
0,01 bis 0,25	niedriger "
0,26 bis 0,50	mittlerer "
0,51 bis 0,75	hoher "
0,76 bis 1,0	vollständiger "

Tabelle 12: nach Mario Jacobs & Rolf Schulmeister <http://vs.fernuni-hagen.de/Lernstats/LS/>

Der Korrelationskoeffizient errechnet sich nach:

$$r = \frac{n(\sum XY) - (\sum X)(\sum Y)}{\sqrt{[n\sum X^2 - (\sum X)^2][n\sum Y^2 - (\sum Y)^2]}}$$

Gleichung 19: Berechnung des pearsonschen Korrelationskoeffizienten

Es gelten:

- n: Anzahl der Proben
- X: Umweltfaktor
- Y: Spezies

Die Umweltvariablen wurden standardisiert um die Koeffizienten untereinander vergleichbar zu machen.

Die standardisierten Werte wurden gemäß folgender Gleichung berechnet:

$$Z = \frac{X - \mu}{\sigma}$$

Gleichung 20: Berechnung standardisierter Werte

es gelten:

- Z: standardisierter Wert
- X: zu standardisierender Wert
- $\mu$ : Mittelwert
- $\sigma$ : Standardabweichung der Verteilung einer Stichprobe

Die Standardabweichung der Verteilung einer Stichprobe wurde errechnet nach:

$$\sigma = \sqrt{\frac{n\sum x^2 - (\sum x)^2}{n(n-1)}}$$

Gleichung 21: Berechnung der Standardabweichung

es gelten:

n: Anzahl der Elemente in der Stichprobe

Der Koeffizient wurde errechnet für die verschiedenen möglichen Kombinationen von (nicht-) transformierten Umweltvariablen und (nicht-) transformierten Species (siehe Tabelle unten). Da sich die Koeffizienten mit einer Änderung der Anzahl der Proben ändern, wurden diese jeweils für einen Datensatz, in welchem Proben aufgrund der Eliminierung von Ausreißern ommitted wurden, neu errechnet.

Spezies	Umweltvariable
nicht transformiert	nicht transformiert
nicht transformiert	$Y' = \ln(A * Y + B)$
nicht transformiert	$Y' = \sqrt{Y}$
$Y' = \ln(A * Y + B)$	nicht transformiert
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \ln(A * Y + B)$
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \sqrt{Y}$

Tabelle 13: Kombinationsmöglichkeiten der verschieden transformierten Daten, für welche der pears. Korrelationskoeffizient berechnet wird.

Eine Transformation der Variablen wurde nicht vorgenommen, wenn die Erhöhung des Koeffizienten unter 0,1 lag.

#### 4.4.6 Wahl der adäquaten multivariaten Analyse Methode

Eine Entscheidung, welche der multivariaten Methoden für die Analyse Daten zur Extraktion der gewünschten Information am geeignetsten erscheint, wird anhand folgender Gesichtspunkte und Entscheidungshilfen gefällt:

Es wird eine DCA oder DCCA durchgeführt (detrended by segments) um die „length of gradient“ zu errechnen. Die Länge des Gradienten wird errechnet indem die Größe des Bereichs der Sample scores durch die durchschnittliche Standardabweichung der Abundanzen geteilt wird. Liegt dieser Wert über 4 so gibt es Arten im Datensatz die stark unimodales Antwortverhalten auf den Gradienten zeigen. Dies wird durch die Methoden CA und CCA besser beschrieben (s. auch 6.6.3.) Unter 3 SD ist lineares Antwortverhalten der Arten auf den Gradienten (zumindest im untersuchten Ausschnitt) anzunehmen. Die Methoden PCA und RDA sind dann adäquat.

Die Methode PCA ist eine indirekte Gradientenanalyse, es gehen also keine Umweltparameter ein. Eine PCA eignet sich gut zur Hypothesenbildung, welche dann anhand einer direkten Gradientenanalyse, unter Einbeziehung der Umweltparameter, überprüft werden können. RDA /CCA verzerren den Artenraum, da der Artenraum in weiteren interativen Schritten an den Umweltparameterraum angepasst wird.

#### 4.4.7 Selektion der Umweltfaktoren

Die Ergebnisse von CCA oder RDA sind instabil, wenn covariante Umweltfaktoren in die Analyse eingehen. Daher werden Faktoren die stark covariieren und in ihrer Aussage für den Datensatz daher ausgetauscht werden können, nach mehreren Kriterien selektiert:



Der **Varianz Inflation Factor (VIF)** zeigt (multi) Kolinearitäten im Datensatz zwischen einer Variable „j“ und den anderen Umweltfaktoren an:

$$VIF = \frac{1}{(1 - R_j^2)}$$

Gleichung 22: Varianz Inflation Factor (VIF)

es gelten:

VIF: Varianz Inflation Factor

$R_j$  (Teil- (im Falle der Einbeziehung von Covariablen)) multipler Korrelationskoeffizient zwischen Umweltvariable „j“ und den anderen Umweltfaktoren

Als Faustregel kann gelten, daß Variablen mit einem VIF über 20 nicht in die Analyse eingeschlossen werden sollten, da die Variable stark mit anderen Faktoren korreliert (CANOCO manual).

2. Die **Covarianz** zwischen den einzelnen Umweltvariablen wird als Korrelationsmatrix zwischen den Umweltvariablen dargestellt. In linearen Methoden (RDA) sind die Korrelationen die Produkt Moment Korrelationskoeffizienten nach Pearson/ BRAVAIS. Wenn Covariablen benutzt werden, dann werden die Koeffizienten nach den Covariablen justiert (d.h. sie sind Teilkorrelationen) Diese werden errechnet, indem eine Regression von jeder der Umgebungsvariablen auf die Covariablen durchgeführt wird und die Korrelationen zwischen den Residuen dieser Regressionen berechnet werden.

Ein weiteres Kriterium für die Selektion eines Umweltfaktors ist die **Varianzerklärung** durch den Umweltfaktor. Umweltfaktoren die eine niedrige Varianzerklärung bieten, werden ausselektiert.

Ein viertes Kriterium ist die **Irrtumswahrscheinlichkeit** der Erklärung durch den Umweltfaktor, ermittelt durch den Monte Carlo Permutationstest (s. 4.4.3 )

Das Programm Canoco bietet eine Zusammenstellung einiger dieser Entscheidungskriterien in Form der „Forward Selektion“. Es werden ausgegeben:

lambda-1: Die Varianzerklärung durch die Variable allein - korrespondiert mit dem Eigenvalue der einzigen Ordinationsachse in einer solchen Analyse

lambda-A: Die zusätzliche Varianzerklärung durch die Variable nach Einschluß in das Modell

P-value: Die Signifikanz der Variable bei Einschluß in das Modell

F-value: F- Wert der Variable

#### 4.4.8 Selektion der Species

In die Analyse mittels RDA/PCA geht der gesamte Datensatz der Arten ein, soweit für diesen die notwendigen Umweltparameter aufgenommen wurden.

In die weiteren Analysen mittels logit Regression und multipler Regression gingen aber nur Arten ein, welche

- in ausreichender Anzahl in den Proben gefunden wurden
- in  $n > 7$  Proben ermittelt wurden
- deren Antwortverhalten auf den jeweiligen Umweltfaktor auf mindestens 10% Niveau signifikant war
- Arten die eine hohe Korrelation ( $> 0,4$ ) mit dem Umweltfaktor aufwiesen (ermittelt mittels Pearson).

#### 4.4.9 Monte Carlo Permutationstest

Die statistische Signifikanz der Aussagen über die Beziehung der Taxa zu den Umweltfaktoren kann mit Hilfe des Monte Carlo Permutations Tests überprüft werden

Der Test in Canoco ist der sog. "partial F Ratio". Null Hypothese ist, daß die Proben zufällig gegeneinander austauschbar sind, also keine Abhängigkeit zwischen Taxa und Umweltfaktoren besteht. Zu diesem Test werden daher die Proben zufällig gegeneinander ausgetauscht und der F

Wert kalkuliert. Wenn der resultierende Wert der ursprünglichen Probenkombination unter den 5% Größten ist, dann wird die Hypothese auf dem 5% Niveau abgelehnt. D.h. es kann mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, daß die Aussagen signifikant sind.

Vorteil dieses Tests ist, daß keine Annahme über die Verteilung gemacht wird, wie bei vielen anderen statistischen Verfahren, welche Normalverteilung fordern, die Daten aber häufig nicht normalverteilt sind.

#### 4.4.10 Interpretationsansatz der Scatter und Biplots der RDA

Die CCA und RDA sind multivariate Methoden, die die Lage von Objekten (Probenahmen) im faunistischen Raum abbilden. Die einzelnen Probenahmen werden als n-dimensionale (n= Anzahl der Probenahmen) Punktwolke berechnet, in deren Hauptausbreitung (Hauptkomponenten) die Hauptachsen liegen. Die vieldimensionale Punktwolke wird zur Betrachtung vereinfacht und in die Papierebene auf zwei Dimensionen projiziert. Die Abstände der Objekte werden dabei weitgehend möglichst unverzerrt wiedergegeben (s. a. WILDI 1986, JONGMAN et. al 1987, TER BRAAK 1987). Meist geben die ersten drei Achsen die Hauptausbreitung der Punktwolke hinreichend genau wieder, so daß es ausreicht, die Wolke als dreidimensionales Gebilde zu betrachten.

Die (Haupt-) Achsen stellen für die Zusammensetzung der Biozönose imaginäre (daher ohne Einheit) Umwelt-Gradienten dar. Die Abstände der Punkte sind proportional der Unähnlichkeit der Fallen in Bezug auf deren Artenzusammensetzung: Proben (bzw. die Zusammensetzung der Arten in dieser Probe), die nahe beieinander liegen, sind ähnlich, während Proben, die weiter entfernt voneinander liegen, unähnlich sind.

Eine Korrelation zwischen Umweltfaktoren und Arten läßt sich aus dem Cosinus des Winkels zwischen Vektor des Umweltfaktors und Vektor der Art ablesen: ist der Cosinus 1 ( $0^\circ$ ), bzw.  $-1$  ( $90^\circ$ ) sind Umweltfaktor und Art hoch (bzw. hochnegativ) -korreliert, ist der Cosinus 0 ( $270^\circ$ ,  $180^\circ$ ) sind Umweltfaktor und Art nicht korreliert. Aussagen gelten mit größerer Sicherheit für längere Vektoren, da Arten die in der Mitte des Diagramms angesiedelt sind, oft nicht korrekt dargestellt werden und Schlussfolgerungen über Korrelationen und Abundanzen daher unpräzise sind (s.a. JONGMANN ET AL. 1988).

Eine Abschätzung welchen Anteil eine Art für die Clusterung einer Probe hat, kann durch das Fällen des Lots von dem Punkt der Probe auf den Art-Vektor erfolgen. Analog gilt dies für die Einschätzung der Ausprägung eines Umweltparameters an einem Probeort.

Einige Parameter charakterisieren die Ordination (VERDONSCHOT 2001; TER BRAAK & SMILAUER 1998):

Die **Eigenvalues** sind ein Maß für die relative Bedeutung der Achsen. Meist beschreiben die ersten beiden Achsen die Hauptvarianz im Datensatz, sodaß es ausreicht lediglich diese zu betrachten, um den Datensatz hinreichend erklären zu können. Eine graphische Darstellung der Eigenvalues über die Achsen zeigt dann meist einen Knick im Graphen, nach welchem den Achsen weniger Bedeutung zuzumessen ist.

Die **Gesamt Inertia** (Varianz) beschreibt die Gesamt Varianz im Datensatz. Sie ist in PCA und RDA immer 1, da die Species Daten in dieser Weise skaliert werden.

Die **Sum of all unconstrained Eigenvalues** ist gleich der Gesamt-Inertia, falls keine Covariablen in die Analyse einbezogen wurden. In diesem Fall ist die „Sum of all unconstrained Eigenvalues“ die Restvarianz nach Abzug derjenigen Varianz, welche durch die Covariablen erklärt wurde. Ohne Covariablen ist dieser Wert die durch die Variablen erklärte Varianz.

Dieser Wert wird kumulativ und prozentual für jede Achse angegeben als „**Cumulative percentage Variance of species environment relation**“

Die „**Sum of all canonical Eigenvalues**“ ist die dann verbleibenden Restvarianzerklärung durch die Variablen in der Analyse.

Die **Species environment correlation** zeigt die Größe der Korrelation zwischen Arten und Umgebungsvariablen für eine bestimmte Achse an.

**Cumulative percentage Variance of species environment relation** und **Cumulative percentage Variance of species data** erreichen nie 100%, da in Proben immer ein gewisses Grundrauschen ist (VERDONSCHOT 1999) und insbesondere Ordinationen mit Abundanzen über einen weiten Bereich streuen.