

Laufkäfer als Bewertungsindikatoren für eine Effizienzkontrolle

Sandra SPARKE und Rolf NIEDRINGHAUS

Abstract: Ground beetles as indicators of the accuracy of surveys. – In the context of certain fauna surveys that were carried out to evaluate their accuracy, various assessment procedures were tested and compared. All of the procedures were based on potential sets of species given in the statement of aims. Various numerical procedures were considered. The question was to evaluate the accuracy of the surveys while reducing the expenditure on the assessment itself. At first the number of species was reduced and, subsequently, the kind and number of assessment criteria with specific conservation objectives had to be reduced.

Within each of the species sets considered there is a distinct correspondence between the most extensive assessments employing different criteria with specific conservation objectives and the reduced assessments employing the parameter „species number“ only. From this it was concluded that reducing the criteria with specific conservation objectives to pure „species numbers“ does not impinge much on the assessment results.

Moreover the ground beetle surveys show less consistent results than the „total fauna“ surveys.

1 Einleitung

Bei Effizienzkontrollen von ökotechnischen Naturschutzmaßnahmen, bei denen in überschaubarer Zeit der Erfolg oder Misserfolg erkannt werden soll, sind faunistische Parameter von besonderem Interesse, da aufgrund der Mobilität und komplexen Habitatanbindungen bei Tieren Lebensraumveränderungen zu raschen Änderungen der räumlich-funktionalen Verteilungsmuster führen (z.B. HILDEBRAND & ZÖCKLER 1996; FINCH & SCHULTZ 1997; BRINKMANN 1998).

Vor diesem Hintergrund wurde am Beispiel eines Renaturierungsgebietes in Nordwest-Niedersachsen (an der „Großen Norderbäke“ im LK Ammerland) untersucht, inwiefern faunistische Indikatoren geeignet sind, bereits nach wenigen Jahren den Maßnahmen Erfolg zu belegen.

Um des Weiteren zu klären, inwieweit das Bewertungsergebnis durch eine Reduzierung des Untersuchungs- und Bewertungsaufwandes beeinflusst wird, wurden verschiedene leitbildorientierte numerische Bewertungsverfahren herangezogen. Die Ergebnisse wurden dann miteinander verglichen und deren Aussagekraft und -schärfe kritisch überprüft. Im Einzelnen ergaben sich dabei folgende spezielle Fragen:

- Inwieweit repräsentiert das sektorale Bewertungsergebnis über eine Indikatorgruppe, z.B. die Laufkäfer, das synthetische Ergebnis durch die „Gesamtf fauna“?
- Wie wirkt sich eine Reduzierung der jeweiligen Artenkollektive (Gesamtkollektiv einer Taxozönose, ausgewähltes Zielartenkollektiv, ausgewählte Einzel-Zielarten) auf das Bewertungsergebnis aus?
- Wie wirkt sich die Vernachlässigung naturschutzfachlicher Kriterien (Gefährdung, Seltenheit, Naturraum-Repräsentanz u.a.) auf das Bewertungsergebnis aus?

Grundlage für die Auswertungen bildeten Vorher-Nachher-Bestandserhebungen der Amphibien-, Wiesenvogel-, Libellen-, Heuschrecken- und Laufkäferfauna (Einzelheiten vgl. SPARKE 2002). Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit stehen die Teilergebnisse für die Indikatorgruppe der Laufkäfer.

2 Die leitbildorientierte numerische Bewertung

Es ist mittlerweile unbestritten, dass es in einem Planungsprozess ohne Bezug auf ein zuvor zu benennendes bzw. eigens zu entwickelndes Ziel-

system keine Bewertungsvorgänge geben kann (z.B. KÖPPEL et al. 1998). Das Leitbild für den entsprechenden Raum ist die Grundvoraussetzung für jede Bewertung, es muss soweit präzisiert werden, dass eine Bewertung des lokalen Sachverhalts möglich ist (HEIDT & PLACHTER 1996). Bewertung umfasst in diesem Zusammenhang den Vergleich von erhobenen Daten eines Indikators mit einem durch Qualitätsziele beschriebenen Leitbild (Ist-Soll-Vergleich), d.h. es findet eine Transformation von naturwissenschaftlichen Sachverhalten in gesellschaftliche Kategorien statt (BASTIAN 1999). Die Wertzuweisung findet insofern weitgehend im Rahmen der Leitbildentwicklung statt (BRÖRING et al. 1999), so dass Bewertung und Leitbild in enger Wechselwirkung stehen.

Im vorliegenden Fall wurde das **naturschutzfachliche Leitbild** auf Grundlage übergeordneter Vorgaben und der vorliegenden detaillierten Planungsunterlagen für die Maßnahme entwickelt. Grobes Ziel war die Schaffung und Entwicklung einer naturnahen Feuchtwiesen- und Bachauenlandschaft. Für 10 verschiedene Planeinheiten wurden daraus konkrete Ziel-Vorstellungen im Hinblick auf die Habitatentwicklung abgeleitet (Tab. 1).

2.1 Potenzielle Artenbestände als faunistisches Qualitätsziel

Die für das Maßnahmengbiet festgelegten Habitatprofile liefern im Hinblick auf die Laufkäfer-Zönose im Erfolgsfall (Wieder-)Ansiedlungsvoraussetzun-

gen v.a. für Arten des Feuchtgrünlandes, der Bachauen und der Stillgewässer-Ufer. Besonderes Ziel ist die Etablierung gefährdeter und/oder stenöker, naturraum-charakteristischer Arten.

Durch den Abgleich zwischen „Ressourcenpotential“ des Gebietes und „ökologischem Anspruchsprofil“ der einzelnen Arten (s.u.) werden potenzielle (d.h. letztlich hypothetische!) Artenbestände herausgearbeitet, welche die Grundlage für die eigentliche Bewertung bilden. Als Maß für den Wert eines Flächenausschnitts oder eines Habitats wird der Erfüllungsgrad der jeweiligen Artengemeinschaft herangezogen, d.h. es wird ein Abgleich zwischen dem potenziellen und dem tatsächlich etablierten Artenbestand durchgeführt.

Die Qualitätsmessung anhand des Erfüllungsgrades (0-100 %) ermöglicht eine quantitative Bewertung auf kardinalem Niveau: Die Transformation des Erfüllungsgrades in die Werte-Skala (Abb. 1) erfolgt nicht linear, sondern in Anlehnung an eine Logarithmus-Funktion (vgl. z.B. O'KEEFE et al. 1987, PLACHTER 1994). Aus Gründen der Einprägsamkeit wird der 2-er Logarithmus gewählt, so dass ein linearer Anstieg der Wertstufen in etwa einer Verdopplung des Erfüllungsgrades entspricht (Einzelheiten vgl. NIEDRINGHAUS 1999). Außerdem wird bewirkt, dass ein Anstieg im unteren Skalenbereich einfacher zu erreichen ist als im oberen.

Für jeden zu bewertenden Flächenausschnitt (in unserem Fall 10 Planeinheiten, vgl. Tab. 1) ergibt sich aus dem prozentualen Erfüllungsgrad zwischen 0 und 100 % ein Wert zwischen 1,0 und 6,6.

Planeinheiten		Vorher-Zustand	Ziel-Zustand	Fläche ha / %	
Grünland	1	Grünland +/- mesophil	artenreiches Feuchtgrünland	29,5	79,0
	2	Grünland feucht	artenreiches Feuchtgrünland	3,8	10,2
Stillgew.-Ufer, Feuchtgebiete	3	temporäre Kleingewässer incl. Ufer	temp./perenn. Kleingewässer/ Überschwemmungsflächen	0,2	0,6
	4	perennierende Kleingewässer incl. Ufer	perennierendes Kleingewässer	0,4	1,1
	5	Sumpf weitgehend unverboscht	Sumpf unverboscht	0,3	0,8
	6	Sumpf	Weiden-Sumpfbüsch	0,5	1,3
Fließgewässer- Ufer	7	Ufer sommerwarmer Niederungsbach (nicht mäandrierend)	Ufer sommerwarmer Niederungsbach (mäandrierend)	1,3	3,5
	8	„Regelprofil“-Entwässerungsgräben incl. Ufer	naturnah gestalteter Gräben	0,3	0,8
	9	Gräben incl. Ufer	aufgeweitete, naturnahe Gräben	0,8	2,2
	10	Hecken-, Gebüsch- u. Saumstrukturen	Hecken-, Gebüsch- u. Saumstrukturen	0,2	0,6
Gesamt				37	

Tab. 1: Konkretisierte Zielvorstellungen für die verschiedenen terrestrischen Planeinheiten im Hinblick auf die Habitatentwicklung.

Eine 100% ige Erfüllung ist ein rein hypothetischer, in der Realität meist nicht zu erreichender Wert (z.B. Etablierungseinschränkungen durch Konkurrenz, zufallsbedingte Besiedlungsprozesse u.a.); vergleichbare Referenzuntersuchungen in einem nordwestdeutschen Landschaftsausschnitt ergaben, dass naturnahe, weitgehend optimal ausgestattete Habitate für verschiedene Tiergruppen Erfüllungsgrade von über 60 % aufwiesen (NIEDRINGHAUS 1999), so dass eine vollständige Erfüllung der Qualitätsziele ab 64 % zu vertreten ist.

2.2 Gesamtarten-Kollektive als Bewertungsindikatoren

In die Gesamtliste der potenziellen Arten wurden aufgenommen (u.a. nach KOCH 1989; DÜLGE et al. 1994; TURIN 2000):

- Arten des Nass- und Feuchtgrünlandes sowie der Flutrasen (Feuchtgrünlandkennarten nach DÜLGE et al. 1994),
- Arten der Sümpfe, Niedermoore, Röhrichte und Seggenrieder (Kennarten von Niedermoor und Flussmarschen, nach ebd.),
- Arten offener und vegetationsbedeckter Uferhabitate (z.B. Uferbänke, Hochstaudenfluren),
- Arten der Feuchtgebüsche,
- Arten mit Lebensraum im Übergang von Grünland zu Wald.

Der potenzielle Artenbestand der Laufkäfer für den optimierten Ziel-Zustand umfasst damit insgesamt 146 Arten (Tab. 2). Es finden sich 36 gefährdete und 17 Arten der Vorwarnliste der Roten Listen von Niedersachsen und/oder Deutschland, sowie 42 stenotope bzw. ca. 100 typische Feuchtgebiets- bzw. Auen- und Uferarten.

2.3 Zielarten-Kollektive als Bewertungsindikatoren

Im Rahmen von naturschutzfachlichen Bewertungen und Effizienzkontrollen können durch eine sinnvolle Auswahl von Zielarten die Gesamtarten-Bestände auf planungsrelevante Arten reduziert werden; diese Arten müssen das Gesamtartenspektrum repräsentieren; ihr Vorkommen steht somit stellvertretend für die typische Zönose des Untersuchungsgebietes (vgl. z.B. HUK 1997). Es kommen besonders solche Arten in Betracht, die als stenotope Bewohner der im Untersuchungs-

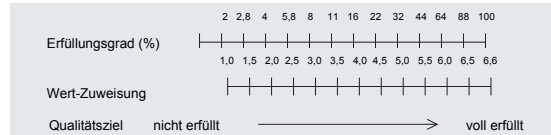


Abb. 1: Transformation der Erfüllungsgrade in Wert-Zuweisungen in Anlehnung an eine Logarithmus-Funktion (im unteren Bereich aus mathematischen und pragmatischen Gründen Abweichung; Einzelheiten vgl. SPARKE 2002, NIEDRINGHAUS 1999).

gebiet zu optimierenden oder zu entwickelnden Biotope gelten. Die Auswahl der Zielarten erfolgte in Anlehnung an HOVESTADT et al. (1991):

- Arten mit überregionalem Gefährdungsgrad, besonders Arten, deren Hauptgefährdung in der Veränderung des Lebensraumes liegt,
- Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im Gebiet und lokalen Habitatvoraussetzungen,
- Arten mit möglichst aktuellem Vorkommen im Gebiet,
- Arten mit möglichst leichter Nachweisbarkeit bzw. Erkenn-/ Bestimmbarkeit (vgl. HUK 1997).

Auch die Einstufungen in ökologische Gruppen (Kennarten) von DÜLGE et al. (1994) fanden Berücksichtigung. Die Habitatanbindungen nach KOCH (1984) und TURIN (2000) wurden ebenfalls einbezogen.

Das Kriterium Erkenn-/Bestimmbarkeit ist kritisch zu betrachten; es muss jedoch bedacht werden, dass das Zielartenkonzept in erster Linie für gut bestimmbare Tiergruppen konzipiert wurde und bei Untersuchungen artenreicher und im Gelände ohne Hilfsmittel schwer bestimmbarer Tiergruppen wie Laufkäfer dieses Kriterium mit berücksichtigt werden sollte. Auch hinsichtlich der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse müssen Zielarten methodisch gut und sicher erfassbar sein (vgl. ALTMOOS 1998).

Die Auswahl der Arten erfolgte so, dass sie möglichst alle vorhandenen Habitate im Untersuchungsgebiet repräsentieren. Es wurden Zielarten herausgearbeitet, die besonders typisch für den Lebensraum „extensive Feuchtwiesenaue mit Fließ- und Stillgewässern“ sind. Dabei handelt es sich entweder um Kennarten im Sinne von DÜLGE et al. (1994), gefährdete Arten und/oder anspruchsvolle Arten (Tab. 3). Aufgrund ihrer relativ leichten Erkennbarkeit ermöglichen sie autökologische Freilanduntersuchungen und ein späteres Monitoring (vgl. auch HUK 1997):

Tab. 2: Potenzielle und tatsächlich nachgewiesene Arten (Erfassung über 32 Barberfallen von Mai bis Oktober plus Handfänge) in den Planeinheiten, zur Klassifikation der jeweils 4 Gewichtungsfaktoren für Gefährdung, Repräsentanz und Etablierung s. Kapitel 2.5.

potenzielle Arten	tatsächlich nachgewiesene Arten	Gefährdung (Gewichtungsfaktor)	Repräsentanz (Gewichtungsfaktor)	Etablierungsgrad (Gewichtungsfaktor) in den Planeinheiten (Ist/ Pot.)										
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<i>Carabus coriaceus</i> LINNÉ 1758	x	2	2	0/8	1/8	0	0	0	0	0	0	0	0	0/8
<i>Carabus violaceus</i> LINNÉ 1758	-	2	2	0/8	0/8	0	0	0	0	0	0	0	0	0/8
<i>Carabus granulatus</i> LINNÉ 1758	x	1	4	8/8	8/8	8/0	8/0	8/0	2/0	8/0	8/0	8/0	4/0	
<i>Carabus moniliis</i> FABRICIUS 1792	-	4	2	0/8	0/8	0	0	0	0	0	0	0	0/8	
<i>Carabus nemoralis</i> O.F. MÜLLER 1764	x	1	2	2/8	4/8	0	0	1/0	0	2/0	0	0	2/8	
<i>Leistus terminatus</i> (HELLWIG 1793)	x	2	2	2/8	4/8	0/8	0/8	4/8	4/8	2/8	0/8	0/8	1/8	
<i>Nebria livida</i> (FABRICIUS)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Nebria brevicollis</i> (FABRICIUS 1792)	x	1	2	8/8	2/8	0/8	8/8	4/8	1/8	8/8	8/8	8/8	0	
<i>Notiophilus aquaticus</i> (LINNÉ)	-	4	2	0/8	0/8	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Notiophilus palustris</i> (DUFTSCHMID 1812)	x	1	2	2/8	1/8	0/8	0/8	0/8	2/8	1/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Notiophilus substriatus</i> WATERHOUSE 1833	x	4	8	0/8	0/8	0/8	2/8	0/8	0/8	1/8	0/8	2/8	0/8	
<i>Notiophilus biguttatus</i> (FABRICIUS 1779)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	2/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Omophron limbatum</i> (FABRICIUS 1776)	-	4	8	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Blethisa multipunctata</i> (LINNÉ 1758)	x	8	8	0	0/8	2/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Elaphrus uliginosus</i> (FABRICIUS)	-	8	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Elaphrus cupreus</i> DUFTSCHMID 1812	x	2	8	0	0/8	2/8	8/8	0/8	0/8	2/8	1/0	0/8	0	
<i>Elaphrus riparius</i> (LINNÉ 1758)	x	2	4	0	0	0/8	0/8	0/8	0	1/8	0	0/8	0	
<i>Elaphrus aureus</i> P. MÜLLER 1821	-	8	8	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0/8	
<i>Loricera pilicornis</i> (FABRICIUS 1775)	x	1	4	8/8	1/8	0/8	1/8	0/8	2/8	4/8	0/8	2/8	0/8	
<i>Clivina fossor</i> (LINNÉ 1758)	x	1	4	8/8	8/8	2/8	8/8	4/8	0/8	8/8	0/8	2/8	0	
<i>Clivina collaris</i> (HERBST 1784)	x	4	4	1/0	0/8	0/8	1/8	1/8	0	2/8	0	0/8	0	
<i>Dyschirius thoracicus</i> (ROSSI 1790)	-	2	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Dyschirius politus</i> (DEJEAN 1825)	-	4	4	0/8	0/8	0	0	0/8	0	0/8	0	0	0	
<i>Dyschirius aeneus</i> (DEJEAN 1825)	x	2	8	0	0	0/8	2/8	0/8	0	0/8	0	1/8	0	
<i>Dyschirius luedersi</i> WAGNER 1915	-	2	8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Dyschirius intermedius</i> PUTZEYS 1846	-	4	8	0	0	8	8	0	0	8	0	8	0	
<i>Dyschirius angustatus</i> (AHRENS 1830)	-	8	8	0	0	0/8	0/8	0	0	0/8	0	0/8	0	
<i>Dyschirius globosus</i> (HERBST 1784)	x	1	4	8/8	0/8	0/8	8/8	8/8	8/8	8/8	0/8	0/8	0	
<i>Epaphius secalis</i> (PAYKULL 1790)	x	2	8	0	4/8	0	0	0	0/8	2/8	0	0	0	
<i>Trechus quadristriatus</i> (SCHRANK 1781)	-	1	2	0/8	0/8	0	0	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Trechus obtusus</i> ERICHSON 1837	x	1	2	8/8	8/8	0/8	4/8	8/8	8/8	8/8	0/8	4/8	1/8	
<i>Blemos discus</i> (FABRICIUS 1801)	x	2	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0	
<i>Trechoblemos micros</i> (HERBST 1784)	-	2	4	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	
<i>Bembidion litorale</i> (OLIVIER 1790)	-	4	4	0	0	0/8	0/8	0	0	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion lampros</i> (HERBST 1784)	x	1	2	8/8	4/8	0/8	8/8	4/8	8/8	8/8	0/8	2/8	1/8	
<i>Bembidion properans</i> STEPHENS 1829	x	2	8	4/8	1/8	0/8	1/8	2/8	2/8	2/8	8	8	0	
<i>Bembidion bipunctatum</i> (LINNÉ 1761)	-	4	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion dentellum</i> (THUNBERG 1787)	-	2	4	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Bembidion obliquum</i> STURM 1825	x	2	8	0	0	0/8	2/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion varium</i> (OLIVIER)	-	2	8	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Bembidion semipunctatum</i> (DONOVAN 1806)	-	4	8	0	0	0/8	0/8	0	0	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion lunatum</i> (DUFTSCHMID 1812)	-	8	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Bembidion bruxellense</i> WESMAEL 1835	x	2	4	0	0	0/8	1/8	0/8	0	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion tetracolum</i> SAY 1823	x	1	2	2/8	4/8	0/8	4/8	0/8	4/8	8/8	2/8	4/8	0/8	
<i>Bembidion femoratum</i> STURM 1825	-	2	2	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion tetragrammum</i> ssp. <i>iligeri</i> (NETOL. 1914)	-	2	8	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion gilvipes</i> STURM 1825	x	4	8	1/0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	2/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion assimile</i> (GYLLENHAL 1914)	-	4	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (LINNÉ 1761)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Bembidion quadripustulatum</i> SERVILE 1821	-	8	4	0	0	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	0/8	0	
<i>Bembidion doris</i> (PANZER 1797)	x	4	8	0	0	1/8	1/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	

Fortsetzung Tabelle 2

potenzielle Arten	tatsächlich nachgewiesene Arten	Gefährdung (Gewichtungsfaktor)	Repräsentanz (Gewichtungsfaktor)	Etablierungsgrad (Gewichtungsfaktor) in den Planeinheiten (Ist/ Pot.)									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Bembidion articulatum</i> (PANZER 1796)	x	2	4	0	0	0/8	2/8	0/8	0	1/8	0	0/8	0
<i>Bembidion octomaculatum</i> (GOEZE 1777)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Bembidion obtusum</i> (SERVILLE 1821)	-	2	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0/8	0	0/8	0
<i>Bembidion biguttatum</i> (FABRICIUS 1779)	x	2	8	4/0	0/8	0/8	8/8	0/8	0/8	8/8	0/8	2/8	0
<i>Bembidion aeneum</i> GERMAR 1824	x	2	8	1/0	0/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0
<i>Bembidion mannerheimii</i> C.R. SAHLBERG 1827	x	2	4	8/0	4/8	0	4/0	4/8	8/8	0	0	0	0
<i>Bembidion guttula</i> (FABRICIUS 1792)	x	4	4	8/8	8/8	0/8	0/8	8/8	4/8	8/8	4/8	2/8	0
<i>Bembidion lunulatum</i> (GEOFFROY i. F. 1785)	x	2	4	2/0	1/8	0/8	1/8	0/8	0/8	1/8	0	2/8	0
<i>Asaphidion pallipes</i> (DUFTSCHMIDT 1812)	-	4	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Asaphidion flavipes</i> (LINNÉ 1761)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	1/8	2/8	1/8	0/8	0/8	0/8	0/8
<i>Patrobus atrorufus</i> (STROEM 1768)	x	2	4	0	0	0	0	0	0/8	8/8	0	1/0	8
<i>Anisodactylus binotatus</i> (FABRICIUS 1787)	x	1	2	8/8	8/8	8/8	8/8	8/8	4/8	8/8	4/8	8/8	0/8
<i>Harpalus affinis</i> (SCHRANK 1781)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	2/8	0/8	0/8	0/8
<i>Harpalus latus</i> (LINNÉ 1758)	x	1	2	0/8	0/8	0	0	0	0	1/0	0	0	0
<i>Ophonus rufibarbis</i> (FABRICIUS 1792)	-	2	2	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
<i>Pseudophonus rufipes</i> (DE GEER 1774)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	1/8	0/8	1/8	0/8
<i>Stenolophus teutonius</i> (SCHRANK 1781)	x	2	8	0	0/8	0/8	8/8	0/8	0/8	0/8	0/8	2/8	0
<i>Stenolophus skimshiranus</i> (STEPHENS 1828)	-	8	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0
<i>Stenolophus mixtus</i> (HERBST 1784)	x	2	8	2/0	8/0	4/8	8/8	0/8	1/8	4/8	8	8/8	0
<i>Dicheirotichus rufithorax</i> (C.R. SAHLBERG 1827)	-	8	4	0	0	0	0	0	0	0/8	0	0	0
<i>Trichocellus placidus</i> (GYLLENHAL 1827)	x	2	8	0	0/8	0/8	0/8	4/8	0/8	0	0	0	0
<i>Trichocellus cognatus</i> (GYLLENHAL 1827)	-	8	4	0	0/8	0	0	0	0	0	0	0	0/8
<i>Bradycellus verbasci</i> (DUFTSCHMIDT 1812)	-	2	2	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Bradycellus harpalinus</i> (SERVILLE 1821)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	0/8	4/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0
<i>Acupalpus flavicollis</i> (STURM 1825)	x	2	4	0	0/8	8/8	8/8	4/8	8/8	2/8	0/8	8/8	0
<i>Acupalpus brunneipes</i> (STURM 1825)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0
<i>Acupalpus meridianus</i> (LINNÉ 1761)	-	2	4	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0
<i>Acupalpus parvulus</i> (STURM 1825)	x	4	8	0	1/8	0/8	8/8	0/8	4/8	0/8	0/8	2/8	0/8
<i>Acupalpus dubius</i> (SCHILSKY 1888)	-	4	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0
<i>Acupalpus exiguus</i> (DEJEAN 1829)	x	4	8	4/0	4/8	1/8	8/8	4/8	8/8	0	0	1/0	0
<i>Anthraxus consputus</i> (DUFTSCHMIDT 1812)	x	4	8	0	0/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0	0	0	0
<i>Stomis pumicatus</i> (PANZER 1796)	x	2	4	0/8	1/8	8/8	0/8	1/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0/8
<i>Poecilus cupreus</i> (LINNÉ 1758)	x	1	2	2/8	0/8	0/8	2/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0
<i>Poecilus versicolor</i> (STURM 1824)	x	1	4	8/8	8/8	2/8	8/8	4/8	4/8	8/8	1/8	8/8	1/8
<i>Pterostichus strenuus</i> (PANZER 1797)	x	1	4	8/8	4/8	0/8	2/8	8/8	8/8	8/8	8/8	8/8	1/0
<i>Pterostichus diligens</i> (STURM 1824)	x	4	8	4/8	2/8	8/8	4/8	2/8	8/8	8/8	0	8/8	0
<i>Pterostichus vernalis</i> (PANZER 1796)	x	1	4	8/8	1/8	8/8	8/8	4/8	8/8	8/8	1/8	8/8	0/8
<i>Pterostichus nigrita</i> (PAYKULL 1790)	x	1	8	8/8	4/8	8/8	8/8	4/8	8/8	8/8	4/8	8/8	0
<i>Pterostichus rhaeticus</i> HEER 1838	x	2	8	0/8	1/8	0/8	4/8	4/8	1/8	2/8	0/8	1/8	0
<i>Pterostichus anthracinus</i> (ILLIGER 1798)	x	2	4	1/0	0/8	0/8	4/8	0/8	0/8	8/8	0	1/8	0
<i>Pterostichus gracilis</i> (DEJEAN 1828)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Pterostichus minor</i> (GYLLENHAL 1827)	x	2	8	4/0	0/8	0/8	4/8	2/8	0/8	2/8	0	8/8	0
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (FABRICIUS 1787)	x	1	2	0/8	1/8	0	0	0	2/0	0	0	0	2/8
<i>Pterostichus niger</i> (SCHALLER 1783)	x	1	2	8/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	8/8	4/8	1/8	0/8
<i>Pterostichus melanarius</i> (ILLIGER 1798)	x	1	4	8/8	4/8	1/8	8/8	8/8	0/8	8/8	4/8	8/8	4/8
<i>Synchus vivalis</i> (ILLIGER 1798)	x	2	2	2/8	0/8	0	0	0/8	0/8	0	0	0	0/8
<i>Calathus rotundicollis</i> DEJEAN 1828	-	2	2	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Aqonum sexpunctatum</i> (LINNÉ 1758)	x	2	2	0/8	0/8	0/8	8/8	1/8	4/8	1/8	0/8	1/8	0/8
<i>Aqonum viridicupreum</i> (GOEZE 1777)	x	4	8	0	0/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0
<i>Aqonum marginatum</i> (LINNÉ 1758)	x	2	8	0	0/8	1/8	2/8	0/8	1/8	0/8	0	0/8	0
<i>Aqonum muelleri</i> (HERBST 1784)	x	1	4	8/0	0/8	0	8/0	2/8	4/8	8/0	1/0	2/0	0

Fortsetzung Tabelle 2

potenzielle Arten	tatsächlich nachgewiesene Arten	Gefährdung (Gewichtungsfaktor)	Repräsentanz (Gewichtungsfaktor)	Etablierungsgrad (Gewichtungsfaktor) in den Planeinheiten (Ist/ Pot.)										
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<i>Agonum dolens</i> (SAHLBERG 1827)	-	8	8	0	0/8	0	0	0	0	0	0/8	0	0	0
<i>Agonum versutum</i> (STURM 1824)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0
<i>Agonum viduum</i> (PANZER 1797)	x	2	8	2/0	0/8	4/8	8/8	1/8	4/8	8/8	1/0	8/8	0	
<i>Agonum afrum</i> (DUFTSCHMID 1812)	x	2	8	8/0	0/8	0/8	8/8	1/8	4/8	8/8	0	8/8	0	
<i>Agonum micans</i> (NICOLAI 1822)	x	2	8	0	0/8	0/8	1/8	0/8	0/8	0/8	0	2/8	0	
<i>Agonum piceum</i> (LINNÉ 1758)	-	4	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Agonum fuliginosum</i> (PANZER 1809)	x	2	4	2/0	0/8	0/8	8/8	8/8	8/8	8/8	0	8/8	0	
<i>Agonum thoreyi</i> (DEJEAN 1828)	x	2	8	0	0/8	0/8	2/8	0/8	0/8	0/8	0	1/8	0	
<i>Anchomenos dorsalis</i> (PONTOPPIDAN 1763)	x	1	2	8	0	0	0	1/0	1/0	2/0	0	0	0	
<i>Platynus assimilis</i> (PAYKULL 1790)	x	1	2	0	1/8	0	1/0	8/0	8/8	8/0	1/0	1/0	0	
<i>Paranchus albipes</i> (FABRICIUS 1796)	x	2	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	1/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (HERBST 1784)	x	2	4	0/8	1/8	0	1/0	2/0	4/8	0	0	0	1/0	
<i>Amara plebeja</i> (GYLLENHAL 1810)	x	1	2	4/8	2/8	4/8	4/8	1/8	4/8	2/8	4/8	1/8	1/8	
<i>Amara similata</i> (GYLLENHAL 1810)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	1/8	0/8	2/8	4/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Amara convexior</i> (STEPHENS 1828)	-	2	2	0/8	0/8	0	0	0/8	0/8	0	0	0	0/8	
<i>Amara communis</i> (PANZER 1797)	x	1	4	8/8	8/8	0/8	8/8	8/8	1/8	8/8	8/8	8/8	0/8	
<i>Amara lunicollis</i> SCHIÖDTE 1837	x	1	4	8/8	8/8	0/8	1/8	8/8	0/8	4/8	0/8	4/8	0/8	
<i>Amara aenea</i> (DE GEER 1774)	x	1	2	4/8	0/8	0/8	1/8	1/8	0	0	0	0	0	
<i>Amara familiaris</i> (DUFTSCHMID 1812)	x	1	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	2/8	0/8	0/8	1/8	1/8	
<i>Amara bifrons</i> (GYLLENHAL 1810)	-	2	2	0	0	0	0	0	0	0/8	0	0	0	
<i>Amara fulva</i> (O.F. MÜLLER)	-	2	2	0	0	0	0	0	0	0/8	0	0	0	
<i>Amara aulica</i> (PANZER 1797)	-	2	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Amara convexuscula</i> (MARSHAL 1802)	-	2	2	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	
<i>Chlaenius tristis</i> (SCHALLER 1783)	-	8	4	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	
<i>Chlaenius nitidulus</i> (SCHRANK 1781)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	0	
<i>Chlaenius nigricornis</i> (FABRICIUS 1787)	x	4	8	0	0/8	0/8	4/8	0/8	1/8	2/0	0	2/0	0	
<i>Chlaenius vestitus</i> (PAYKULL 1790)	-	8	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Oodes helopioides</i> (FABRICIUS 1792)	x	2	8	0	0/8	1/8	2/8	0/8	1/8	1/8	0/8	8/8	0	
<i>Badister unipustatus</i> BOBELLI 1813	-	8	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Badister bullatus</i> (SCHRANK 1798)	-	2	4	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Badister lacertosus</i> STURM 1815	x	2	2	1/8	0/8	0/8	0/8	2/8	0/8	2/0	0	0	0	
<i>Badister meridionalis</i> (PUEL 1925)	-	8	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Badister sodalis</i> (DUFTSCHMIDT 1812)	x	2	4	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	2/0	0	0	0	
<i>Badister dilatatus</i> (CHAUD. 1837)	-	4	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Badister peltatus</i> (PANZER 1797)	-	8	8	0	0/8	0	0	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Badister collaris</i> MOTSCH 1844	-	4	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Panaqueus crux-major</i> (LINNÉ 1758)	x	4	8	0	0/8	0/8	0/8	1/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Odocantha melanura</i> (LINNÉ 1767)	-	4	8	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Demetrias atricapillus</i> (LINNÉ 1758)	-	2	4	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0	0	0	
<i>Demetrias monostigma</i> (SAMOUELL 1819)	-	4	8	0	0	0/8	0/8	0	0	0/8	0	0/8	0	
<i>Demetrias imperialis</i> (GERMAR 1824)	x	4	8	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	1/8	0	
<i>Paradromius longiceps</i> DEJEAN 1826	-	8	8	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	0	
<i>Philorhuzus sigma</i> (P. ROSSI 1790)	x	4	4	0	0	0/8	0/8	0/8	0/8	0/8	0	0/8	1/0	
<i>Syntomus truncatellus</i> (LINNÉ 1761)	x	2	2	2/8	0/8	0	0	0	0	1/0	0	0	8	
potenzielle Arten	147 gesamt	je Planeinheit:		62	117	119	119	121	115	107	48	100	39	
nachgewiesene Arten	89 gesamt	je Planeinheit:		44	33	19	58	40	42	63	18	47	13	
Optimale Punktzahl (zusätzl. Parameter)		je Planeinheit:		2376	7160	7984	7984	7864	7472	6920	2216	6440	1504	
tatsächliche Punktzahl (zusätzliche Parameter)		je Planeinheit:		1219	661	581	1796	923	1014	1610	337	1290	92	

Tab. 3: Ausgewählte Zielarten für das Untersuchungsgebiet an der „Großen Norderbäke“.

Art	Gefährdung	Kennart nach DÜLGE et al. (1994)	Habitat-anbindung
<i>Omophron limbatum</i>	D V/ Nds. -	-	stenotop
<i>Blethisa multipunctata</i>	D 2/ Nds. 2	Feuchtgrünlandkennart	stenotop
<i>Elaphrus uliginosus</i>	D 2/ Nds. 2	-	stenotop
<i>Elaphrus cupreus</i>	-	Feuchtgrünlandkennart	+/- stenotop
<i>Agonum sexpunctatum</i>	-	regelmäßiger Gast	eurytop
<i>Agonum marginatum</i>	-	Feuchtgrünlandkennart	eurytop
<i>Agonum viridicupreum</i>	D 3/ Nds. 3	-	stenotop
<i>Chlaenius nigricornis</i>	D V/ Nds. V	Feuchtgrünlandkennart	stenotop
<i>Oodes helopioides</i>	-	Feuchtgrünlandkennart	eurytop
<i>Panagaeus crux-major</i>	D V/ Nds. -	-	+/- stenotop
<i>Odacanta melanura</i>	D V/ Nds. V	-	stenotop
<i>Demetrias imperialis</i>	D V/ Nds. -	-	stenotop

2.4 Einzelarten als Bewertungs-indikatoren

Schließlich wurde versucht, aus den Zielartenkollektiven für jede Tiergruppe eine einzelne Art als „Superindikator“ herauszuarbeiten, der in der Lage sein könnte, Aussagen über das Gesamtartenspektrum bzw. die Qualität eines Lebensraumes zu machen. So wurde aus dem Zielartenkollektiv die Art ausgewählt, die am geeignetsten erschien das Arteninventar des Gebietes hinsichtlich des Leitbildes zu repräsentieren. Es wurden weiterhin Habitatbindung, Verbreitung, Gefährdungsgrad und Bestimmbarkeit berücksichtigt. Ausgewählt wurde *Blethisa multipunctata*. Sie gehört zu den typischen Feuchtgrünlandarten (nach DÜLGE et al. 1994), welche gefährdet sind und sehr spezifische Ansprüche besitzen. Des Weiteren ist sie eindeutig zu bestimmen. Sie kann stellvertretend für Laufkäfer stehen, deren Lebensräume in sehr feuchten, einer gewissen Dynamik unterliegenden Bereichen liegen.

2.5 Naturschutzfachliche Parameter als zusätzliche Bewertungskriterien

Da die Zielrichtung der Renaturierungsmaßnahme aus faunistischer Sicht in der nachhaltigen Habitatverbesserung und Steigerung der Ressourcen-

potentiale v.a. für gefährdete und charakteristische Arten einer nordwestdeutschen Feuchtgebietslandschaft besteht, werden entsprechende naturschutzfachliche Qualitätsparameter in das Bewertungsverfahren einbezogen: Gefährdung/Seltenheit, Naturraumrepräsentanz und Etablierungsgrad. Die Einbindung erfolgt über eine Artgewichtung mittels Punktvergabe (Tab. 4).

So erhalten z.B. weit verbreitete und nicht gefährdete Arten eine geringere Gewichtung als nachweislich gefährdete Arten. Außerdem gilt: Je naturraumspezifischer eine Art ist, desto höher ist ihre Gewichtung (vgl. SPARKE 2002, NIEDRINGHAUS 1999). Gegebenenfalls festgestellte Naturraum-fremde Arten bleiben durch die Vergabe des Faktors „0“ unberücksichtigt. Für den Optimalzustand wird hinsichtlich des Etablierungsgrades immer der Faktor 8 als „fest etabliert“ angesetzt.

Die einzelnen artbezogenen Punktwerte werden für jede zu bewertende Planeinheit (vgl. Tab. 2) nach folgender Formel aufsummiert: Es ergibt sich damit für jeden Artenbestand eine bestimmte Optimal-Punktsomme als geeichtes, intervallskaliertes Qualitätsziel. Die eigentliche Bewertung als Soll-Ist-Abgleich geschieht über den Vergleich der potenziellen mit den tatsächlich erreichten Punktsommen, d.h. in gleicher Weise wie beim Artenzahl-Vergleich (Kap. 2.2). Auch die weitere Prozedur der Transformation der Erfül-

Tab. 4: Artgewichtung hinsichtlich der naturschutzrelevanten Kriterien „Gefährdung“, „Naturraumrepräsentanz“ und „Etablierungsgrad“ (Einzelheiten vgl. SPARKE 2002), PE = Planeinheiten, Ind. = Individuen.

Gefährdung/Verbreitung	Gewichtung	Naturraum-Repräsentanz	Gewichtung
sehr hoch (RL Nds./D: 1, 2)	8	Naturraum-spezifische Art	8
hoch (RL Nds./D: 3, V)	4	Naturraum-charakteristische Art)	4
gering (mäßig häufig)	2	Allerweltsart	2
sehr gering (häufig/sehr häufig)	1	Naturraum-fremde Art	0
Etablierungsgrad im zu bewertenden Gebiet			Gewichtung
dauerhaft und großflächig etabliert	>10 Ind. in 1/3 der PE od. 5-10 in 2/3 der PE		8
temporär oder lokal etabliert	5-10 Ind. in 1/3 der PE od. 2-4 Ind. in 2/3 od. >10 Ind. in < 1/3 der PE		4
vereinzelt etabliert	2- 4 Ind. in 1/3 der PE		2
Einzelfund(e)			1

$$PS = \sum_{i=1}^n G * E + N * E$$

PS = Punktsomme; G = Gefährdung; N = Naturraumrepräsentanz; E = Etablierungsgrad; n = Anzahl der Taxa; i = laufende Nummer des Taxons

lungsgrade in die Werteskala ist identisch.

3 Die verschiedenen Bewertungsverfahren im Vergleich

Im Rahmen der im Jahr 2000 durchgeführten Bestandserhebung konnten von den 146 Laufkäferarten des potenziellen Artenbestandes insgesamt 89 (knapp 60 %) nachgewiesen werden (Tab. 2). Davon ist eine Art stark gefährdet, fünf sind gefährdet, neun weitere finden sich auf der Vorwarnliste Deutschlands (TRAUTNER et al. 1997). Von diesen Arten gelten 12 in Niedersachsen als selten, eine als sehr selten (ASSMANN et al. 2003). Von den festgelegten 12 Zielarten wurden neun nachgewiesen, der „Superindikator“ *Blethisa multipunctata* war in einer Plaineinheit vorhanden.

Die leitbildorientierte Bewertung der Maßnahmenggebiete im Rahmen der Effizienzkontrolle erfolgte parallel über insgesamt **sechs numerische Bewertungsverfahren**, die sich ergeben durch die Anwendung der drei o.g. Bewertungsindikatoren „Gesamtarten-Kollektiv“, „Zielarten-Kollektiv“

und „Einzelarten“, jeweils ohne bzw. mit den naturschutzfachlichen Zielparametern „Gefährdung/ Repräsentanz/ Etablierung“.

Der eigentliche Vergleich zwischen Ist- und Soll-Zustand erfolgte auf der Raumebene der Plaineinheiten, so dass sich eine Wert-Matrix von 60 Einzelwerten ergibt (Tab. 5). Der synoptische Wert für das gesamte Renaturierungsgebiet errechnet sich aus dem Mittelwert über die jeweiligen flächengewichteten Einzelwerte.

Es zeigt sich, dass die Ergebnisse der verschiedenen Verfahren stark voneinander abweichen. Zunächst ist festzustellen, dass die **Reduzierungen der Laufkäfer-Kollektivgrößen eine Abnahme der Werte** nach sich zieht: Bei alleiniger Berücksichtigung des Kriteriums Biodiversität von 5,1 (Gesamtarten-Kollektiv) über 3,9 (Zielarten-Kollektiv) bis zu 1,3 (Einzelarten), bei Mitberücksichtigung weiterer Zielkriterien von 3,7 (Gesamtarten-Kollektiv) über 2,1 (Zielarten-Kollektiv) bis zu 1,2 (Einzelarten). Des Weiteren ist festzustellen, dass das Bewertungsergebnis bei **Vernachlässigung naturschutzfachlicher Kriterien** im Vergleich zum alleinigen Kriterium Artenzahl (Biodiversität) jeweils zu deutlichen **Anstieg der Werte** führt (3,7 zu 5,1; 2,1 zu 3,9; 1,2 zu 1,3). Dies hängt mit dem überproportional hohen Anteil seltener/gefährdeter/stenöker (d.h. hochgewichteter) Arten im Artenpotenzial zusammen.

Plaineinheit (Flächenanteil in %)		Gesamtarten-Kollektiv		Zielarten-Kollektiv		Einzelarten	
		nur Artenzahl (Biodiversität)	incl. weiterer Zielparameter	nur Artenzahl (Biodiversität)	incl. weiterer Zielparameter	nur Artenzahl (Biodiversität)	incl. weiterer Zielparameter
Grünland	1 (79)	5,2	4,1	1,0	1,0	1,0	1,0
	2 (10)	4,8	3,2	1,0	1,0	1,0	1,0
Stillgewässer-Ufer, Feuchtgebiete	3 (0,6)	4,0	2,8	4,9	2,6	6,6	4,6
	4 (1,1)	5,6	4,5	5,5	4,2	1,0	1,0
	5 (0,8)	5,0	3,5	3,9	1,0	1,0	1,0
Fließgewässer-Ufer	6 (1,3)	5,2	3,7	5,1	2,1	1,0	1,0
	7 (3,5)	5,9	4,5	5,6	2,9	1,0	1,0
	8 (0,8)	4,2	2,4	3,3	1,0	1,0	1,0
Hecken- und Randstrukturen	9 (2,2)	5,5	4,3	4,9	3,7	1,0	1,0
	10 (0,6)	5,0	2,5	1,0	1,0	1,0	1,0
Gesamtgebiet*		5,1	3,7	3,9	2,1	1,3	1,2

Tab. 5: Ergebnisse der Laufkäfer-Bewertung für die verschiedenen Plaineinheiten und das Gesamtgebiet anhand der sechs numerischen Verfahren (* flächengewichtete Aggregation der Einzelwerte (Summe der Differenzen): In Anlehnung an die Arten-Areal-Beziehung, wonach eine Verzehnfachung der Fläche etwa eine Verdopplung der Artenzahl mit sich bringt, wird der Flächenanteil 2er-logarithmiert).

Der **Vorher-Nachher-Vergleich** als Erfolgsbilanzierung sechs Jahre nach Beendigung der Maßnahmen erbrachte im Hinblick auf die Laufkäfer lediglich einen Anstieg von 0,5 Wert-Punkte (von 4,6 auf 5,1; Gesamtarten-Kollektiv, nur Biodiversität) bzw. 0,6 Wert-Punkte (von 3,1 auf 3,7; Gesamtarten-Kollektiv, inklusive naturschutzfachlicher Parameter). Ein weiterer Zuwachs der Werte dürfte in den nächsten Jahren zu erwarten sein.

4 Laufkäfer als Stellvertreter-Indikatoren für die „Gesamtfauna“

Da im Rahmen der Effizienzkontrolle vier weitere Tiergruppen (Amphibien, Wiesenvögel, Libellen, Heuschrecken) berücksichtigt wurden, können die Laufkäfer-Ergebnisse vergleichend interpretiert werden (Tab. 6).

Es zeigt sich, dass die bei den Laufkäfern festgestellten Trends auch bei den anderen Indikatorgruppen zu verzeichnen sind:

Die **Reduzierungen der Kollektivgrößen** ziehen generell eine **Reduzierung der Werte** nach sich, die allerdings bei den anderen Gruppen erst auf der Reduktionsstufe Zielarten zu Einzelarten deutlich werden. Eine Reduktion vom Gesamtarten-Kollektiv auf das Zielarten-Kollektiv fällt hier wesentlich geringer aus als bei den Laufkäfern, was vor dem Hintergrund der deutlich geringeren Reduzierungen der Kollektivgrößen (auf nur ca. 20 %, bei Laufkäfern auf ca. 10 %) zu sehen ist.

Bei **Vernachlässigung naturschutzfachlicher Kriterien** im Vergleich zum alleinigen Kriterium Biodiversität werden bei allen Gruppen wie bei

den Laufkäfern **Steigerungen** um 0,8 bis 1,4 Wertstufen erzielt.

Laufkäfer sind nicht als **alleinige Indikator-Stellvertreter** für die „Gesamtfauna“ von Feuchtgebieten anzusehen: Lediglich bei Berücksichtigung der Gesamtarten-Kollektive und der Betrachtung der Biodiversität liefern Laufkäfer eine repräsentative Wert-Zuweisung für die „Gesamtfauna“ des Gebietes (5,1 zu 5,2). Bei differenzierter Betrachtung der Einzelbewertungen der verschiedenen Planeinheiten (Abb. 2a) zeigt sich allerdings eine breite Streuung ($r = 0,68$). Bei Heranziehung der naturschutzfachlichen Parameter beträgt die Differenz zwischen der Laufkäfer-Einzelbewertung und synoptischer Fauna-Bewertung bereits 0,6 Wertpunkte, die Streuung der Einzelbewertungen (Abb. 2b) ist allerdings geringer ($r = 0, 71$).

Die **Vorher-Nachher-Vergleiche** im Hinblick auf die anderen Indikator-Gruppen (Tab. 7) zeigen, dass die Wertsteigerungen größtenteils viel deutlicher ausfallen als bei den Laufkäfern. Lediglich die Heuschrecken liefern noch geringere Wertsteigerungen nach sechs Jahren.

5 Ausblick

Mit den hier vorgestellten Verfahren zur Effizienzkontrolle können im Hinblick auf das Schutzgut Fauna auf großmaßstäblicher Planungsebene Wirkungen von Naturschutzmaßnahmen quantitativ dokumentiert und überprüft werden. Neben der flächenscharfen bzw. maßnahmenbezogenen Einzelanalyse auf der Ebene von Planeinheiten sind Bewertungen für den gesamten Planungsraum durch Flächen-Wert-Aggregationen möglich. Des Weiteren können spezielle Wirkungskontrollen für

Tab. 6: Bewertungsmatrix für die fünf Indikatorgruppen.

Gesamtgebiet	pot. gesamt	pot. Zielarten	Gesamtarten-Kollektiv		Zielarten-Kollektiv		Einzelarten	
			nur Artenzahl (Biodiversität)	incl. weiterer Zielparameter	nur Artenzahl (Biodiversität)	incl. weiterer Zielparameter	nur Artenzahl (Biodiversität)	incl. weiterer Zielparameter
Laufkäfer	147	14	5,1	3,7	3,9	2,1	1,3	1,2
Amphibien	7	2	5,8	5,0	5,2	4,0	1,0	1,0
Wiesenvögel	25	5	4,8	3,6	4,7	3,3	2,9	2,9
Heuschrecken	15	3	5,5	4,5	4,9	3,5	1,0	1,0
Libellen	30	6	4,8	4,0	3,8	2,5	1,0	1,0
„Gesamtfauna“ (ohne Laufkäfer)			5,2	4,3	4,7	3,3	1,5	1,5

einzelne Indikatorgruppen bzw. synoptische Bewertungen für die „Gesamtfaua“ durchgeführt werden.

Bei den durchgeführten Reduzierungen der Indikatormengen und -größen hat sich gezeigt, dass z.T. deutliche Änderungen der Bewertungsergebnisse die Folge sind. Erst die Berücksichtigung mehrerer Indikatorgruppen mit Einbeziehung der jeweils gesamten Taxozönose liefert repräsentative Bewertungsergebnisse. Die Reduzierung auf wenige Zielarten erbringt v.a. bei artenreichen und schwierig bestimmbar Tiergruppen (hier die Laufkäfer) keine befriedigenden Ergebnisse. Auch bei artenärmeren Tiergruppen führt die Beschränkung auf Zielarten meist nicht zu repräsentativen Werturteilen.

Inwieweit die Fokussierung auf den alleinigen Wertindikator Biodiversität (Artenzahlen), d.h. der Verzicht auf weitere naturschutzfachliche Parameter, zu repräsentativen Bewertungen führt, bleibt zunächst offen: Es zeigen sich synchron verlaufende Ergebnisse, wobei die Vernachlässigung naturschutzfachlicher Kriterien durchweg Steigerungen um etwa eine Wertstufe erbringt.

Das von uns favorisierte Verfahren berücksichtigt ein Kollektiv von maßnahmenbezogen ausgewählten Indikator-Taxozönosen mit jeweils dem Gesamtarten-Kollektiv. Das Bewertungsverfahren erfolgt auf Grundlage von numerischen Wert-Zuweisungen, die aus quantifizierbaren und leitbildorientierten Qualitätszielen (potenzielle, leitbildbezogene Artenbestände) abgeleitet werden. Von den gemessenen Zustandsdaten über die naturschutzfachliche Interpretation bis hin zur In-Wert-Setzung (Merkmals-, Kriterien-, Wertebene n. USHER 1994) werden quantifizierbare (kardinale) Größen ver-

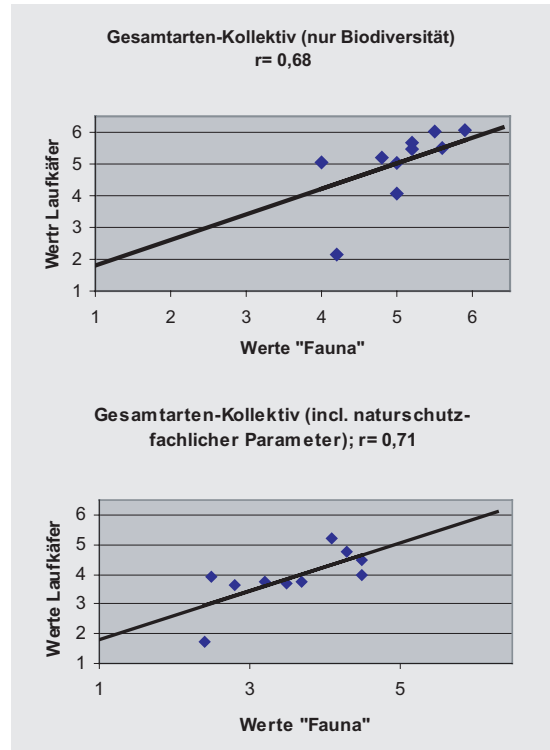


Abb. 2a (oben), 2b (unten): Vergleich der Laufkäfer-Einzelbewertungen und der Fauna-Gesamtbewertungen für die verschiedenen Plaineinheiten.

wendet, die einer synoptischen Weiterverarbeitung unterzogen werden. Die in diesem Zusammenhang mittels Gewichtungsfaktoren durchgeführte Transformation der ordinalskalierten naturschutzfachlichen Kriterien auf ein kardinales Niveau ist zunächst ein Notbehelf. Es bleibt des Weiteren zu

Gesamtgebiet	Gesamtarten-Kollektiv					
	nur Artenzahl (Biodiversität)			incl. weiterer Zielparameter		
	Vorher	Nachher	Wert-Anstieg (in %)	Vorher	Nachher	Wert-Anstieg (in %)
Laufkäfer	4,6	5,1	11	3,1	3,7	19
Amphibien	4,4	5,7	30	3,1	5,0	61
Wiesenvögel	3,4	4,8	41	2,5	3,5	40
Heuschrecken	5,3	5,5	4	4,0	4,5	13
Libellen	3,1	4,8	55	1,8	4,0	122
„Gesamtfaua“ (ohne Laufkäfer)	4,1	5,2	27	2,9	4,3	48

Tab. 7: Vorher-Nachher-Vergleiche für die verschiedenen Indikatorgruppen auf der Basis der Gesamtarten-Kollektive.

beachten, dass es grundsätzlich problematisch ist, die Komplexität der Natur als numerisches Modell darzustellen (vgl. PLACHTER 1994: 88, vgl. auch SCHERNER 1994), bei bestimmten Aufgabenstellungen im planerischen Bereich dies aber durchaus sinnvoll ist und eine quantifizierbare Synopse vorgelegt werden muss. Nicht ganz unproblematisch sind außerdem die festzulegenden potenziellen Artenbestände und die Einarbeitung artbezogener naturschutzfachlicher Daten, da sie in vielen Fällen erkenntnis- und interpretationsabhängig sind. Andererseits ermöglichen sie eine auf jeder Verarbeitungsebene transparente und insofern diskussions- und verbesserungsfähige Wertanalyse.

6 Zusammenfassung

Im Rahmen einer faunistischen Effizienzkontrolle wurden verschiedene numerische, leitbildorientierte Bewertungsverfahren im Vergleich durchgespielt. Es galt festzustellen, inwieweit sich die Bewertungsergebnisse verändern, wenn einerseits die naturschutzfachlichen Bewertungskriterien, andererseits die betrachteten Artenkollektive reduziert werden. Es zeigte sich, dass die Reduzierung der Kollektivgrößen generell zur Abnahme der Werte führt, die Vernachlässigung naturschutzfachlicher Kriterien zu mittlerem Anstieg.

Weiterhin erwies sich die alleinige Betrachtung der Laufkäfer als Indikator-Stellvertreter der „Gesamtfauna“ als nicht immer repräsentativ. Somit wird ein Kollektiv von maßnahmenbezogenen Indikatorzönosen vorgezogen. Auch die Vorher-Nachher-Vergleiche im Hinblick auf die anderen Indikator-Gruppen zeigen, dass die Wertsteigerungen größtenteils viel deutlicher ausfallen als bei den Laufkäfern.

Dank

Wir danken Frau Dipl.-Landschaftsökol. Carola Fürste für kritische Anregungen, Dr. Uwe Fuellhaas für die Nachbestimmung kritischer Taxa. Dank geht auch an die Ammerländer Wasseracht für die finanzielle Unterstützung des Projektes an der „Großen Norderbäke“.

Literatur

ALTMOOS, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten – dargestellt am Modellbeispiel des Biosphären-

- reservates Rhön. - Laufener Seminararbeit. 8/98: 127–156.
- AßMANN, T., DORMANN, W., FRÄMBS, H., GÜRLICH, S., HANDKE, K., HUK, T., SPRICK, P. & TERLUTTER, H. (2003): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer mit Gesamtartenverzeichnis. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 23 (2): 70–95.
- BASTIAN, O. (1999): Landschaftsfunktionen als Grundlage von Leitbildern für Naturräume. - Natur und Landschaft 74 (9): 361-373.
- BRINKMANN, R. (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 18 (4): 57–128.
- BRÖRING, U., VORWALD, J. & WIEGLEB, G. (1999): Synoptische Einführung in das Thema „Naturschutzfachliche Bewertungsverfahren im Rahmen der Leitbildmethode“. - In: WIEGLEB, G., SCHULZ, F. & BRÖRING, U. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode: 1–14; Physica, Heidelberg.
- DÜLGE, R., ANDRETTZKE, H., HANDKE, K., HELLBERND-TIEMANN, L. & RODE, M. (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera, Carabidae). - Natur und Landschaft 69 (4): 148–156.
- FINCH, D.-O. & SCHULTZ, W. (1997): Ein Tierartenklassifizierungsverfahren als Basis für biototypenbezogene öko-faunistische Zustandsanalysen und Bewertungen. - Z. Ökologie u. Naturschutz 6/97: 151–168.
- HEIDT, E. & PLACHTER, H. (1996): Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. - Beitr. d. Akademie f. Natur- und Umweltschutz Baden Württemberg 23: 193–252.
- HILDEBRANDT, J. & ZÖCKLER, C. (1996): Tierökologie und naturschutzrelevantes Grünland. - In: Deutsche Naturlandstiftung Hessen e.V. (Hrsg.): Grünland und Naturschutz, Teil I: Konzeption für die BR Deutschland: 99–139; Schriftenreihe Angewandter Naturschutz, Sonderband V; Lich.
- HOVESTADT, T., RÖSER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. - In: FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH (Hrsg.): Berichte aus der ökologischen Forschung Band 1: 1–277.
- HUK, T. (1997): Laufkäfer als Zielarten für ein Naturschutzmanagement von Niedermooren. - Verh. Ges. Ökologie 27: 207-212.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Band 1.- 440 S.; Goecke & Evers, Krefeld.
- KÖPPEL, J., FEICKERT, U., SPANDAU, L. & STRÄßER, H. (1998): Praxis der Eingriffsregelung. Schadenersatz an Natur und Landschaft? – In: JEDICKE, E. (Hrsg.): Praktischer Naturschutz. - 395 S.; Ulmer, Stuttgart.
- NIEDRINGHAUS, R. (1999): Leitbildorientierte Bewertung anhand der Fauna im Rahmen einer Effizienzkontrolle für Renaturierungsverfahren. - In: WIEGLEB, G., SCHULZ, F. & BRÖRING, U. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode: 149–164; Physica, Heidelberg.
- O'KEEFE, J.H., DANILEWITZ, D.B. & BRADSHAW, J.A. (1987): An „expert system“ approach to the assessment of the conservation status of rivers. - Biol. Conserv. 40: 69–84.
- PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – Z. Ökologie u. Naturschutz 3/2: 87–106.
- SCHERNER, E.R. (1994): Realität oder Realsatire der „Bewertung“ von Organismen und Flächen. - NNA-Berichte 1/94: 50–67.
- SPARKE, S. (2002): Faunistische Bewertungsverfahren zur Effizienzkontrolle einer Renaturierungsmaßnahme - Untersuchungen an der

„Großen Norderbäke“ (LK Ammerland) zu Wiesenvögeln, Amphibien, Libellen, Heuschrecken und Laufkäfern. – 143 S. + Anhang; Diplomarbeit an der Universität Oldenburg.

TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Col., Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996. – Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (9): 261–273.

TURIN, H. (2000): De Nederlandse Loopkevers: Verspreiding en Oecologie (Coleoptera, Carabidae). - Nederlandse Fauna 3; - 666 S.; Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & Eis-Nederland, Leiden.

USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme, Methoden, Beispiele. – 338 S.; Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Landschaftsökol. Sandra SPARKE,

Dr. Rolf NIEDRINGHAUS

Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg,

Fakultät V, Institut Biologie,

Geo- und Umweltwissenschaften,

AG Renaturierungsökologie,

Postfach 2503,

D-26111 Oldenburg.

e-mail: sandra.sparke@mail.uni-oldenburg.de

e-mail: rolf.niedringhaus@uni-oldenburg.de