

Justus-Liebig-Universität Gießen

**Flora und Vegetation gras- und  
krautdominierter linienförmiger Biotope  
in der Agrarlandschaft**

**Inaugural-Dissertation**

zur

Erlangung des Doktorgrades  
der Naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Justus-Liebig-Universität Gießen

Fachbereich Mathematik und Informatik, Physik, Geographie

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. agr. Michael Link

aus Bamberg

1. Berichterstatter: Prof. Dr. W. Haffner
2. Berichterstatter: Prof. Dr. Th. Schmitt

Gießen, im Juni 2002

Meiner Mutter in Dankbarkeit gewidmet

## INHALTSVERZEICHNIS TEXTBAND

Abschnitt		Seitennummer
	VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN UND ÜBERSICHTEN	VI
	TABELLENVERZEICHNIS TEXTBAND	X
	VERZEICHNIS DER TABELLEN UND KARTEN IM ANHANG	XII
	VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN	XV
	VORWORT UND DANKSAGUNG	XVII
1	EINLEITUNG	1
2	KENNTNISSTAND	5
2.1	Definition gras- und krautdominierte linienförmige Strukturen	5
2.2	Entstehung und Aufbau von gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen	7
2.3	Linienförmige Biotope im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Landnutzung	13
2.3.1	Funktionen linearer Strukturelemente in der Kulturlandschaft	13
2.3.1.1	Ursprüngliche und historische Funktionen	13
2.3.1.2	Funktionen in der heutigen Kulturlandschaft	14
2.3.2	Gefährdung linearer Kleinstrukturen	16
3	UNTERSUCHUNGSRAUM UND UNTERSUCHUNGSGEBIETE	19
3.1	Auswahlkriterien der Untersuchungsgebiete	19
3.2	Charakterisierung des Untersuchungsraums	20
3.3	Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	24
3.3.1	Untersuchungsgebiet Königsberg	27
3.3.2	Untersuchungsgebiet Oberwalgern/Holzhausen	39
3.3.3	Untersuchungsgebiet Staufenberg	39
4	UNTERSUCHUNGS- UND AUSWERTUNGSMETHODEN	41
4.1	Auswahl der Untersuchungsflächen	41
4.2	Größe der Probeflächen	41
4.3	Typisierung der gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen	43

4.4	Datenerhebung	45
4.4.1	Floristisch-vegetationskundliche Erhebungen	45
4.4.2	Bodenkundliche Methoden	50
4.4.3	Ermittlung des Pflegezustands der linienförmigen Biotope	51
4.5	Datenanalyse	55
4.5.1	Floristische, pflanzensoziologische und synsoziologische Auswertung	55
4.5.2	Gefährdungsgrad der Farn- und Blütenpflanzen sowie der Pflanzengesellschaften und Biotoptypen	59
4.5.3	Standortbeurteilung anhand ökologischer Bestandeszahlen	64
4.6	Eingesetzte EDV-Programme	67
5	ERFASSUNG GRAS- UND KRAUTDOMINierter LINEARER LEBENS- RÄUME MITTELS BIOTOP- UND NUTZUNGSTYPENKARTIERUNG	68
5.1	Selektive versus flächendeckende Biotopkartierung	68
5.2	Biotop- und Nutzungstypenkartierung am Beispiel des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut	69
6	FLORA DER LINIENFÖRMIGEN BIOTOPE	77
6.1	Flora der gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope	77
6.1.1	Gesamtarteninventar	77
6.1.2	Gefährdete und seltene Pflanzenarten	87
6.2	Floristische Typen der intensiv untersuchten Probeflächen	97
6.2.1	Gras- und Krautraine	98
6.2.2	Mittelstreifen der Wirtschaftswege	114
6.2.3	Weidezäune	121
6.2.4	Vergleichende Betrachtung des Pflanzenarteninventars der Floristischen Typen	126
6.3	Syndynamik gras- und krautdominierter linearer Strukturen	130
7	VEGETATION DER LINIENFÖRMIGEN BIOTOPE	140
7.1	Pflanzengesellschaften gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope	140
7.1.1	Vegetationseinheiten der Gras- und Krautraine	150
7.1.1.1	Beschreibung und Analyse der Pflanzengesellschaften der Gras- und Krautraine	150
7.1.1.2	Synoptische Betrachtung der Phytocoenosen der Gras- und Krautraine	208
7.1.2	Vegetationseinheiten der Wirtschaftswegmittelstreifen	221
7.1.3	Vegetationseinheiten unterhalb von Weidezäunen	231

7.1.4	Vegetationseinheiten der Ameisenhügel	236
7.1.4.1	Beschreibung und Analyse der Ameisenhügelgesellschaften	236
7.1.4.2	Sukzession der Vegetationseinheiten auf Ameisenhügeln	239
7.1.4.3	Synoptische Betrachtung der Phytocoenosen der Ameisenhügel	242
7.1.5	Gefährdung der Phytocoenosen gras- und krautdominierter linearer Biotope	244
7.2	Vegetationskomplexe gras- und krautdominierter linienförmiger Strukturen	270
7.2.1	Nanovegetationskomplexe der Gras- und Kraustraine	273
7.2.2	Nanovegetationskomplexe der Wirtschaftswegmittelstreifen	283
7.2.3	Nanovegetationskomplexe unterhalb von Weidezäunen	285
7.2.4	Gefährdung der Nanovegetationskomplexe gras- und krautdominierter linearer Biotope	287
8	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	295
8.1	Methodik der Erfassung von Flora und Vegetation	295
8.2	Arten- und Biotopschutzbewertung	299
8.2.1	Aktuelle Wertigkeit	300
8.2.2	Potentielle Wertigkeit	308
8.2.3	Weitere Kriterien zur Bewertung der Arten- und Biotopschutzfunktion gras- und krautdominierter linearer Strukturelemente	312
8.2.4	Aufbau eines Verfahrens zur Arten- und Biotopschutzbewertung linearer Biotope	313
8.3	Bedeutung gras- und krautdominierter linearer Biotope für den Arten- und Biotopschutz	314
8.4	Pflege, Entwicklung und Schutz gras- und krautdominierter linienförmiger Lebensräume	318
9	ZUSAMMENFASSUNG	324
10	LITERATURVERZEICHNIS	329
	ANLAGE TEXTBAND	
	ANHANG	

## VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN UND ÜBERSICHTEN

Nummer	Titel der Abbildung
Abb. 1:	Schematischer Querschnitt durch eine Ackerterrasse mit Stufenrain (nach MÜLLER-WILLE 1965, verändert)
Abb. 2:	Alter Weidezaun im Strupbachtal westlich von Königsberg (Südliches Lahn-Dill-Bergland) im Mai 1997
Abb. 3:	Schematische Entwicklung von Stufenrainen (Terrassenstufen od. Hochraine) in Hanglagen nach Inkulturnahme (Entwurf nach eigenen Untersuchungen u. Angaben von KUHN 1953, LINDQUIST 1968, MÜLLER-WILLE 1965 u. WANDEL 1950)
Abb. 4:	Terrassenbildung durch Bodenakkumulation am Beispiel des Stufenrains 3Sg02 des Untersuchungsgebiets Staufenberg (Juli 1999)
Abb. 5:	Mit Festmist und Ernterückständen fast vollständig überdeckter Ackerrain
Abb. 6:	Geologische Übersicht des Untersuchungsraums (nach WEYL 1980, verändert)
Abb. 7:	Lage der Untersuchungsgebiete und die Naturraumgliederung im mittleren Hessen
Abb. 8:	Klimadiagramme der monatlichen Niederschlagssummen (°C) und der durchschnittlichen Monatstemperaturen (N mm) im langjährigen Mittel (1961-1990) für die Wetterstationen Marburg/Lahn und Gießen (Liebigshöhe)
Abb. 9:	Luftbild der Gemarkung Königsberg mit den Teiluntersuchungsgebieten Schieferkaut, Strupbach, Grünlandhang, Königsberg Süd und Ackerkuppe (Grundlage: Orthophotos im Maßstab 1 : 10.000) im Maßstab 1 : 25.000
Abb. 10:	Geologische Karte der Gemarkung Königsberg im Maßstab 1 : 25.000 (Grundlage: Geologische Karte von Hessen 1 : 25.000, Blatt 5317 Rodheim-Bieber)
Abb. 11:	Bodenkarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Gemarkung Königsberg im Maßstab 1 : 25.000 (nach HARRACH 1971, verändert)
Abb. 12:	<i>Filago arvensis</i> auf einem Stufenrain des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut im Juli 1999
Abb. 13:	Blick aus Westen über Teile von Königsberg Süd, in der linken Bildmitte Teilbereiche des Grünlandhangs, rechts Ausschnitt aus dem Teilgebiet Ackerkuppe (Juli 1992)
Abb. 14:	Merkmale zur Beurteilung des Pflegezustands und daraus abgeleitete Pflegezustandsstufen
Abb. 15:	Teiluntersuchungsgebiet Königsberg-Schieferkaut von Südwesten nach Nordosten
Abb. 16:	Color-Infrarot(CIR)-Luftbild des Teiluntersuchungsgebiets Königsberg-Schieferkaut im Maßstab 1 : 3.750
Abb. 17:	Gesamtartenzahl pro Meßtischblatffrequenz der Intensivprobeflächen ( $n = 373$ )

Nummer	Titel der Abbildung
Abb. 18:	Anzahl Gesamtarten sowie mittlere und minimale beziehungsweise maximale Gesamtartenvielfalt der Intensivprobeflächen – insgesamt und pro Biotoptyp
Abb. 19:	Prozentuale Verteilung der auf den Intensivprobeflächen erfaßten Gesamtarten auf der syntaxonomischen Rangstufe der Klasse, für alle Taxa mit Gesellschaftsanschluß ( $n = 328$ )
Abb. 20:	Anzahl an Gesamtarten pro Änderungstendenz für alle auswertbaren Taxa der gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope ( $n = 449$ )
Abb. 21:	<i>Gagea villosa</i> (April 1992, Maßstab: 1 : 4) auf einem Gras- und Krautrain innerhalb des Teiluntersuchungsgebiets Königsberg-Grünlandhang
Abb. 22:	Anzahl bemerkenswerter Arten sowie mittlere und minimale beziehungsweise maximale Vielfalt an bemerkenswerten Arten der Intensivprobeflächen – insgesamt und pro Biotoptyp
Abb. 23:	Prozentuale Verteilung der auf den Intensivprobeflächen erfaßten bemerkenswerten Arten auf der syntaxonomischen Rangstufe der Klasse, für alle Taxa mit Gesellschaftsanschluß ( $n = 62$ )
Abb. 24:	Floristischer <i>Knautia-arvensis</i> -Raintyp eines als Grünlandrain ausgebildeten typischen Gras- und Krautrains (1Gh10, Juli 1998, aus W nach E)
Abb. 25:	Pflanzensoziologische Zugehörigkeit der Taxa der Floristischen Raintypen – typische und in Sukzession begriffene Gras- und Krautraine – auf Klassenebene in Prozent
Abb. 26:	Floristischer <i>Knautia-arvensis</i> -Raintyp mit Baumreihe (1Gh13, August 1998, aus NW nach SE)
Abb. 27:	Pflanzensoziologische Zugehörigkeit der Taxa der Floristischen Raintypen mit Baumreihe auf Klassenebene in Prozent
Abb. 28:	Floristischer <i>Achillea-millefolium</i> -Wegmittentyp (1Sk03, Juni 1998, aus E nach W)
Abb. 29:	Pflanzensoziologische Zugehörigkeit der Taxa der Floristischen Wegmittentypen auf Klassenebene in Prozent
Abb. 30:	Pflanzensoziologische Zugehörigkeit der Taxa der Floristischen Weidezauntypen auf Klassenebene in Prozent
Abb. 31:	Mittlere Gesamtartenzahlen und einfache Standardabweichung der auf den Gras- und Krautrains, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und Weidezaunstrukturen der Intensivprobeflächen vorkommenden Floristischen Typen
Abb. 32:	Mittlere Anzahlen bemerkenswerter Arten sowie einfache Standardabweichung der auf den Gras- und Krautrains, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und Weidezaunstrukturen der Intensivprobeflächen vorkommenden Floristischen Typen
Abb. 33:	Gemeinschaftskoeffizienten nach SØRENSEN (1948) der wiederholt floristisch untersuchten Gras- und Krautraine mit den entsprechenden Gesamtartenzahlen 1991 und 1998

Nummer	Titel der Abbildung
Abb. 34:	<i>Valeriana-officinalis-Heracleum-sphondylium</i> -Staudengesellschaft (503/1, Juni 1992, aus W nach E)
Abb. 35:	Schematische Abfolge der Ausbreitung des <i>Prunus-domestica</i> -Polycormons entlang des Gras- und Krautrain 1Gh25
Abb. 36:	Sehr dichter Sambucetum-ebuli-Bestand entlang und in der Lücke einer Prunetalia-Hecke auf einem ausgehend vom obenliegenden Schotterweg relativ flach abfallenden, stark mit Lesesteinen überdeckten Stufenrain (Gh17, August 1996, aus N nach S)
Abb. 37:	Mittlere ökologische und symmorphologische Kennwerte der Pflanzengesellschaften des Lebensraums Gras- und Krautrain
Abb. 38:	Nährstoff-Feuchte-Ökogramm der Pflanzengesellschaften des Lebensraums Gras- und Krautrain
Abb. 39:	Strukturelle Differenzierung der Phytocoenosen des Lebensraums Gras- und Krautrain auf Assoziationsebene sowie für die ranglosen Pflanzengesellschaften, ausgedrückt über die Kombination von mittlerer Evenness und mittlerer Gesamtartenzahl
Abb. 40:	<i>Agrostis-capillaris-Poa-angustifolia</i> -Gesellschaft, Ausbildung mit <i>Dianthus deltoides</i> , trennartenlose Variante (Sk10, Juli 1997, aus E nach W)
Abb. 41:	<i>Cerastium-arvense-Elymus-repens</i> -Ameisenhügelgesellschaft (Aufnahme 113/1, Juni 1991), umgeben von einem Agropyretalia-Bestand (Intensivstandort 3Sg05)
Abb. 42:	Syndynamik einer Ameisenhügel-Phytocoenose über einen Zeitraum von 7 Jahren (A: 1991, B: 1998), systematisiert
Abb. 43:	Nährstoff-Feuchte-Ökogramm der Phytocoenosen der Ameisenhügel
Abb. 44:	Mittlere Gesamtartenzahlen und einfache Standardabweichung der auf den Gras- und Krautrainen, Mittelstreifen der Wirtschaftswege, linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen und Ameisenhügeln vorkommenden Phytocoenosen
Abb. 45:	Mittlere Anzahlen bemerkenswerter Arten sowie einfache Standardabweichung der auf den Gras- und Krautrainen, Mittelstreifen der Wirtschaftswege, linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen und Ameisenhügeln vorkommenden Phytocoenosen
Abb. 46:	Intensivprobefläche 1Gh25 mit Bromion-Sedo-Scleranthetea-Intermediär-Nanovegetationskomplex, trennartenlose Ausbildung, Abbauphase mit <i>Prunus-domestica/spinosa-Brachypodium-pinnatum</i> -Polycormongesellschaft (Juni 1999)
Abb. 47:	Gegenüberstellung der Arten- und Biotopschutzrelevanz für die Floristischen Typen und die Nanovegetationskomplexe der Intensivprobeflächen
Abb. 48:	Strukturelle Differenzierung der Floristischen Typen typischer und in Sukzession begriffener Gras- und Krautrine verglichen mit Rainstandorten des westlichen Steigerwalds



Nummer	Titel der Übersicht
Übers. 1:	Struktur und Ablauf der vorliegenden Forschungsarbeit
Übers. 2:	Funktionen der Gras- und Krautraine in der Kulturlandschaft und auf diesen Lebensraum einwirkende Gefährdungsfaktoren
Übers. 3:	Klimatische Charakterisierung des Untersuchungsraums
Übers. 4:	Daten zur Charakterisierung der Untersuchungsgebiete Königsberg, Oberwalgern/Holzhausen und Staufenberg
Übers. 5:	Typisierung der gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen
Übers. 6:	Schätzintervalle der Artmächtigkeitsschätzung (nach DIERSSEN 1990, verändert)
Übers. 7:	Schätzrahmen zur Aufnahme der auf den Intensivstandorten vorkommenden Nanovegetationskomplexe
Übers. 8:	Merkmale zur Beurteilung des Pflegezustands und deren Ausprägung
Übers. 9:	Schematische Gruppierung der Intensivstandorte nach zu- beziehungsweise abnehmenden prozentualen Anteilen der unterschiedlichen Klassen
Übers. 10:	Kartierungsschlüssel zur Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung
Übers. 11:	Gesellschaftsanschluß der auf den Intensivprobeflächen vorkommenden Taxa mit Anschluß auf Formations- sowie Klassenebene ( $n = 328$ )
Übers. 12:	Ökologische Charakterisierung der Differentialarten für den <i>Knautia-arvensis</i> - und <i>Stellaria-media-Matricaria-recutita</i> -Raintyp
Übers. 13:	Syndynamik anthropogener Halbtrockenrasen (Gentiano-Koelerietum) der Gras- und Krautraine zur Klimaxgesellschaft Kalk-Buchenwald im Teiluntersuchungsgebiet Königsberg-Grünlandhang sowie die durch Pflegemaßnahmen zu erreichenden Rückführungsschritte
Übers. 14:	Synsystematische Verflechtungen der Phytocoenosen der Feldwegmittelstreifen ausgehend von der <i>Agrostis-capillaris-Poa-angustifolia</i> -Gesellschaft
Übers. 15:	Seltene oder bedrohte Phytocoenosen gras- und krautdominierter linearer Strukturelemente gemäß Roter Listen der Pflanzengesellschaften und Biotoptypenlisten sowie die nur nach einem dieser Kriterien als gefährdet eingestufteten Vegetationseinheiten
Übers. 16:	Gewichtung der Gefährdungskategorien der Phytocoenosen gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope
Übers. 17:	Gewichtung des Deckungsgrades der Phytocoenosen gras- und krautdominierter linearer Strukturen auf Nanovegetationskomplexflächen
Übers. 18:	Einordnung des Arten- und Biotopschutzwerts von Nanovegetationskomplexen gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope (ABW) in Gefährdungsstufen der Arten- und Biotopschutzrelevanz

## TABELLENVERZEICHNIS TEXTBAND

Nummer	Titel der Tabelle
Tab. 1:	Anzahl untersuchter Gras- und Krautraine je Untersuchungs- beziehungsweise Teiluntersuchungsgebiet und Breitenklasse
Tab. 2:	Anzahl untersuchter gras- und krautdominierter linearer Strukturen je Untersuchungs- beziehungsweise Teiluntersuchungsgebiet und Biotoptyp
Tab. 3:	Anzahl untersuchter Gras- und Krautraine je Untersuchungs- beziehungsweise Teiluntersuchungsgebiet und Raintyp
Tab. 4:	Transformation der BRAUN-BLANQUET-Skala in eine Prozent-Skala (nach Tabula, Vers. 5, BORCHERT 1998)
Tab. 5:	Nach Biotoptypen gegliederte Stetigkeitsverteilung für die Gesamtarten der Intensivprobeflächen
Tab. 6:	Anzahl Gesamtarten der Intensivprobeflächen differenziert nach Biotoptypen
Tab. 7:	Nach Biotoptypen gegliederte Stetigkeitsverteilung für die bemerkenswerten Arten der Intensivprobeflächen
Tab. 8:	Anzahl bemerkenswerter Arten der Intensivprobeflächen, differenziert nach Biotoptypen
Tab. 9:	Floristische Typen der Intensivprobeflächen mit deren mittleren ökologischen und symmorphologischen Kennwerten auf Raintypen-, Raintypen- mit Baumreihe, Wegmittentypen- und Weidezauntypenebene sowie deren Ausbildungen
Tab. 10:	Gemeinschaftskoeffizienten nach SØRENSEN (1948) für die Krautschicht der wiederholt floristisch untersuchten Gras- und Krautraine in absteigender Reihenfolge mit den zugrunde liegenden Kennwerten
Tab. 11:	Veränderung ökologischer und struktureller Parameter für die Krautschicht der wiederholt floristisch untersuchten Gras- und Krautraine sowie deren Typisierung 1998
Tab. 12:	Syntaxonomische Einordnung der Phytocoenosen gras- und krautdominierter linearer Biotope sowie deren mittlere ökologische und symmorphologische Kennwerte auf Assoziationsebene sowie für die ranglosen Pflanzengesellschaften mit den dazugehörigen Ausbildungen
Tab. 13:	Stetigkeitsvergleich zwischen den Differentialarten der Baldrian-Bärenklau-Staudengesellschaft und den Ruderalen Glatthafer-Wiesen
Tab. 14:	Anteil der Aufnahmen pro Vegetationseinheit mit Grünland-Oberlieger sowie die symmorphologischen Kennwerte der Rain-Phytocoenosen, geordnet nach absteigender mittlerer Gesamtartenzahl
Tab. 15:	Gefährdung der Phytocoenosen gras- und krautdominierter linearer Biotope nach Roten Listen der Pflanzengesellschaften sowie deren Gefährdungseinstufung auf der Ebene von Biotoptypen
Tab. 16:	Bemerkenswerte Phytocoenosen gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope, gegliedert nach Biotoptypen sowie der Grundlage für die Gefährdungseinstufung mit einer Einschätzung ihrer Arten- und Biotopschutzwürdigkeit

Nummer	Titel der Tabelle
Tab. 17:	Nanovegetationskomplexe der Intensivprobeflächen und deren Kennwerte zu Gesellschaftsdiversität sowie Gefährdung auf der Ebene der Kleinstvegetationskomplexe sowie deren Ausbildungen gegliedert nach Biotoptypen
Tab. 18:	Gefährdung der Nanovegetationskomplexe gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope nach Arten- und Biotopschutzwert sowie Einordnung der Kleinstvegetationskomplexe in Gefährdungsstufen der Arten- und Biotopschutzrelevanz gegliedert nach Biotoptypen

## VERZEICHNIS DER TABELLEN UND KARTEN IM ANHANG

Nummer	Titel der Tabelle
<b>A Tabellen</b>	
Tab. I:	Charakterisierung der Intensivprobeflächen
	Legende zu Tabelle I
Tab. II:	Liste der Taxa mittelhessischer gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope unter Berücksichtigung von Häufigkeit und Gefährdung
	Legende zu Tabelle II
Tab. III:	Gesellschaftsanschluß der Taxa – Systematische Übersicht der höheren pflanzensoziologischen Einheiten nach OBERDORFER (1994, gekürzt u. verändert) mit Zahlenschlüssel und Kurzformel-Vorschlag (VOLLRATH 1991a, gekürzt u. verändert)
Tab. IV:	Gliederung der Floristischen Typen typischer und in Sukzession begriffener Gras- und Krautraine nach Klassen
Tab. V:	Gliederung der Floristischen Typen der Gras- und Krautraine mit Baumreihe nach Klassen
Tab. VI:	Gliederung der Floristischen Typen der Wirtschaftswegmittelstreifen nach Klassen
Tab. VII:	Gliederung der Floristischen Typen der Weidezäune nach Klassen
<b>B Floristische Tabellen</b>	
Flor. Tab. I:	Floristische Typen typischer und in Sukzession begriffener Gras- und Krautraine
Flor. Tab. II:	Floristische Typen der Gras- und Krautraine mit Baumreihe
Flor. Tab. III:	Floristische Wirtschaftswegmittelstreifentypen
Flor. Tab. IV:	Floristische Weidezauntypen
Flor. Tab. V:	Liste der Taxa wiederholt untersuchter Gras- und Krautraine
Flor. Tab. VI:	Liste der Taxa des wiederholt untersuchten Gras- und Krauttrains 1Gh11
Flor. Tab. VII:	Liste der Taxa des wiederholt untersuchten Gras- und Krauttrains 2OH06

Nummer	Titel der Tabelle
C	Vegetationstabellen
Veg.-Tab.	I: Glatthafer-Wiesen der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	II: Rotschwengel-Straußgras-Rasen der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	III: Baldrian-Bärenklau-Staudengesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	IV: Cynosurion-Gesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	V: Rohrglanzgras- und Wasserschwaden-Gesellschaft der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	VI: Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	VII: Festuco-Brometea-Gesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	VIII: Enzian-Schillergras-Rasen der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	IX: Agropyretalia-Fragmentgesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	X: Honiggras-Straußgras-Rasen der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XI: Lieschgras-Platthalmrispengras-Rasen der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XII: Ackerwinden-Kriechquecken-Rasen der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XIII: Wehrlose-Trespen- und Taube-Trespen-Gesellschaft der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XIV: Brennessel-Dominanzgesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XV: Attich-Gesellschaften der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XVI: Himbeer-Gestrüpp der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XVII: Aperion-Restgesellschaft der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XVIII: Ampferknöterich-Gesellschaft der Gras- und Krautraine
Veg.-Tab.	XIX: Arrhenatheretalia-Gesellschaften der Mittelstreifen der Wirtschaftswege
Veg.-Tab.	XX: Nelkenhafer-Rasen der Mittelstreifen der Wirtschaftswege
Veg.-Tab.	XXI: Enzian-Schillergras-Rasen der Mittelstreifen der Wirtschaftswege
Veg.-Tab.	XXII: Arrhenatheretalia-Gesellschaften unterhalb von Weidezäunen
Veg.-Tab.	XXIII: Rotschwengel-Straußgras-Rasen der Ameisenhügel
Veg.-Tab.	XXIV: Rotschwengel-Gundermann-Gesellschaften der Ameisenhügel
Veg.-Tab.	XXV: Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften der Ameisenhügel
Veg.-Tab.	XXVI: Ackerhornkraut-Kriechquecken-Gesellschaften der Ameisenhügel
Veg.-Tab.	XXVII: <i>Urtica-dioica</i> -Dominanzgesellschaft der Ameisenhügel

Nummer	Titel der Tabelle
D	Übersichtstabellen
	Übers.-Tab. I: Phytocoenosen der Gras- und Krautraine
	Übers.-Tab. II: Phytocoenosen der Ameisenhügel
E	Nanovegetationskomplextabellen
	Nanoveg.-Tab. I: Nanovegetationskomplexe typischer und in Sukzession begriffener Gras- und Krautraine
	Nanoveg.-Tab. II: Nanovegetationskomplexe der Gras- und Krautraine mit Baumreihe
	Nanoveg.-Tab. III: Nanovegetationskomplexe der Wirtschaftswegmittelstreifen
	Nanoveg.-Tab. IV: Nanovegetationskomplexe der Weidezäune

Nummer	Titel der Karte
Karte 1:	Biotop- und Nutzungstypenkarte des Teiluntersuchungsgebietes Königsberg-Schieferkaut
Karte 2:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Königsberg-Schieferkaut
Karte 3:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Königsberg-Strupbach
Karte 4:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Königsberg-Grünlandhang
Karte 5:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Königsberg-Königsberg-Süd
Karte 6:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Königsberg-Ackerkuppe
Karte 7a:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Oberwalgern/Holzhausen (West)
Karte 7b:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Oberwalgern/Holzhausen (Ost)
Karte 8:	Intensivprobeflächen des Teiluntersuchungsgebietes Staufenberg
	Legende zu den Lagekarten der Intensivprobeflächen (Karten 2-8)
	Quellenverzeichnis zu den Lagekarten der Intensivprobeflächen (Karten 2-8)

## VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN

### Biotoptypen:

KR KB	Gras- und Krautrain mit Baumreihe
KR KS	Gras- und Krautrain in Sukzession
KR KT	typischer Gras- und Krautrain
WE WS	geschotterter Wirtschaftsweg
WE WG	Grasweg (teilweise offen, verdichtet)
WZ	lineare Weidezaunstruktur

### Raintypen:

AR	Ackerrain
GR	Grünlandrain
WR	Wegrain

### Floristische Typen:

Am.-WMT.	<i>Achillea-millefolium</i> -Wegmittentyp
Ap.-WMT.	<i>Achillea-ptarmica</i> -Wegmittentyp
Fu.-WZT.	<i>Filipendula-ulmaria</i> -Weidezauntyp
Ka.-RT.	<i>Knautia-arvensis</i> -Raintyp
Ka.-RTB.	<i>Knautia-arvensis</i> -Raintyp mit Baumreihe
Ka.-Sm.-IRT.	<i>Knautia-arvensis-Stellaria-media</i> -Intermediär-Raintyp
Ka.-Ud.-IRTB.	<i>Knautia-arvensis-Urtica-dioica</i> -Intermediär-Raintyp mit Baumreihe
Ps.-Fu.-IWZT.	<i>Pimpinella-saxifraga-Filipendula-ulmaria</i> -Intermediär-Weidezauntyp
Ps.-WZT.	<i>Pimpinella-saxifraga</i> -Weidezauntyp
Sm.-Mr.-RT.	<i>Stellaria-media-Matricaria-recutita</i> -Raintyp
Ud.-RTB.	<i>Urtica-dioica</i> -Raintyp mit Baumreihe

### Pflanzengesellschaften:

Ac.-Fo.	<i>Airo-caryophylleae-Festucetum-ovinae</i> Tüxen 1955
Ac.-Pa.-G.	<i>Agrostis-capillaris-Poa-angustifolia</i> -Gesellschaft
Ac.-Pa.-ÜG.	<i>Agrostis-capillaris-Poa-angustifolia</i> -Übergangsgesellschaft
Ae.	<i>Arrhenatheretum elatioris</i> Braun 1915
Air.-FG.	<i>Agropyretalia</i> -Fragmentgesellschaft
As.-v.-RG.	<i>Aperion</i> -Restgesellschaft
Bi.-G.	<i>Bromus-inermis</i> -Gesellschaft
Bp.-Tm.-G.	<i>Brachypodium-pinnatum-Trifolium-medium</i> -Gesellschaft
Bs.-G.	<i>Bromus-sterilis</i> -Gesellschaft
C.-L.	<i>Cynosuro-Lolietum</i> Braun-Blanquet et De Leeuw 1936
Ca.-Ar.	<i>Convolvulo-arvensis-Agropyretum-repentis</i> Felföldy 1943
Ca.-Er.-AG.	<i>Cerastium-arvense-Elymus-repens</i> -Ameisenhügelgesellschaft
Dc.-Fr.-G.	<i>Deschampsia-cespitosa-Festuca-rubra</i> -Gesellschaft
Fo.-Pt.-SS.-G.	<i>Festuca-ovina-Potentilla-tabernaemontani</i> -Sedo-Scleranthetea-Gesellschaft
Fo.-SS.-AG.	<i>Festuca-ovina</i> -Sedo-Scleranthetea-Ameisenhügelgesellschaft
Fr.-Ac.-AG.	<i>Festuca-rubra-Agrostis-capillaris</i> -Ameisenhügelgesellschaft
Fr.-Ac.-G.	<i>Festuca-rubra-Agrostis-capillaris</i> -Gesellschaft der Gras- und Krautrine
Fr.-Ac.-GWZ.	<i>Festuca-rubra-Agrostis-capillaris</i> -Gesellschaft der Weidezäune
Fr.-Gh.-AG.	<i>Festuca-rubra-Glechoma-hederacea</i> -Ameisenhügelgesellschaft
G.-K.	<i>Gentiano-Koelerietum</i> Knapp 1942 ex Bornkamm 1960
Gm.-G.	<i>Glyceria-maxima</i> -Gesellschaft
Hm.-Ac.-G.	<i>Holcus-mollis-Agrostis-capillaris</i> -Gesellschaft
Pa.-G.	<i>Phalaris-arundinacea</i> -Gesellschaft
Pb.-Pc.-G.	<i>Phleum-bertolonii-Poa-compressa</i> -Gesellschaft
Pd.-Bp.-PG.	<i>Prunus-domestica-Brachypodium-pinnatum</i> -Polycormongesellschaft
Pl.-G.	<i>Persicaria-lapathifolia</i> -Gesellschaft
Pm.-Tr.-G.	<i>Plantago-major-Trifolium-repens</i> -Gesellschaft der Gras- und Krautrine
Pm.-Tr.-GWW.	<i>Plantago-major-Trifolium-repens</i> -Gesellschaft der Wirtschaftswegmittelstreifen
Ri.	<i>Rubetum idaei</i> (Malinowski et Dziub. 1914) Gams 1927
Se.	<i>Sambucetum ebuli</i> Felföldy 1942
Sp.-Tr.-G.	<i>Sagina-procumbens-Trifolium-repens</i> -Gesellschaft
Ud.-DG.	<i>Urtica-dioica</i> -Dominanzgesellschaft der Gras- und Krautrine
Ud.-DGA.	<i>Urtica-dioica</i> -Dominanzgesellschaft der Ameisenhügel
Vo.-Hs.-SG.	<i>Valeriana-officinalis-Heracleum-sphondylium</i> -Staudengesellschaft

### Nanovegetationskomplexe:

A.-A.-NVK.	<i>Arrhenatherion-Arrhenatheretum</i> -Nanovegetationskomplex
A.-Ac.-Pa.-NVK.	<i>Arrhenatherion-Agrostis-capillaris-Poa-angustifolia</i> -Nanovegetationskomplex
A.-C.-IWMNVK.	<i>Arrhenatherion-Cynosurion-Intermediär-Wegmittelstreifengesellschafts</i> -Nanovegetationskomplex

A.-C.-IWZNVK.	Arrhenatherion-Cynosurion-Intermediär-Weidezaungesellschafts-Nanovegetationskomplex
A.-Fr.-Ac.-NVK.	Arrhenatherion- <i>Festuca-rubra-Agrostis-capillaris</i> -Nanovegetationskomplex
A.-SG.-NVK.	Arrhenatherion-Staudengesellschafts-Nanovegetationskomplex
B.-NVK.	Bromion-Nanovegetationskomplex
B.-SS.-INVK.	Bromion-Sedo-Scleranthetea-Intermediär-Nanovegetationskomplex
CA.-NVK.	Convolvulo-Agropyrion-Nanovegetationskomplex
C.-Dc.-Fr.-NVK.	Cynosurion- <i>Deschampsia-cespitosa-Festuca-rubra</i> -Nanovegetationskomplex
C.-Pm.-Sp.-NVK.	Cynosurion- <i>Plantago-major-Sagina-procumbens</i> -Nanovegetationskomplex
G.-NVK.	Glechometalia-Nanovegetationskomplex
SS.-NVK.	Sedo-Scleranthetea-Nanovegetationskomplex

Ökologische und symmorphologische Kennwerte:

<i>E</i>	Evenness
<i>ME</i>	Mittlere Evenness
<i>F</i>	Feuchtezahl (nach ELLENBERG 1991)
<i>R</i>	Reaktionszahl (nach ELLENBERG 1991)
<i>N</i>	Stickstoff- beziehungsweise Nährstoffzahl (nach ELLENBERG 1991)
<i>mF, mR, mN</i>	Bestands-Mittelwerte der oben genannten Zahlen
<i>MF, MR, MN</i>	Gesellschafts- oder Gruppenmittelwerte der oben genannten Zahlen
$\delta mF, \delta mR, \delta mN$	Differenz Bestands-Mittelwerte der oben genannten Zahlen
$\delta MF, \delta MR, \delta MN$	Differenz Gesellschafts- oder Gruppenmittelwerte der oben genannten Zahlen

Artendiversität und Bewertung:

<i>bemA</i>	bemerkenswerte Arten
<i>MbemA</i>	Mittlere Anzahl bemerkenswerter Arten
<i>GAZ</i>	Gesamtartenzahl
<i>MGAZ</i>	Mittlere Gesamtartenzahl
<i>ABW</i>	Arten- und Biotopschutzwert

Untersuchungsgebiete:

<i>Ak</i>	Ackerkuppe
<i>Gh</i>	Grünlandhang
<i>KS</i>	Königsberg Süd
<i>OH</i>	Oberwalgern/Holzhausen
<i>Sb</i>	Strupbach
<i>Sg</i>	Staufenberg
<i>Sk</i>	Schieferkaut



Ein Geduldiger ist besser  
als ein Starker und  
wer sich selbst beherrscht,  
besser als einer,  
der Städte gewinnt.

Sprüche 16,32

## VORWORT UND DANKSAGUNG

Seit nunmehr 15 Jahren beschäftige ich mich intensiv mit gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen der Kulturlandschaft. Angefangen hat alles mit meiner von Herrn Prof. Dr. Peter Miotk initiierten Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Abteilung Triesdorf, zur „Pflanzenartenvielfalt von Rainen in Abhängigkeit verschiedener Parameter im westlichen Steigerwald“. Standen dort noch vor allem floristische Aspekte im Vordergrund, so haben mich im Rahmen der an der Justus-Liebig-Universität Gießen bei Herrn Prof. Dr. Tamás Harrach im mittelhessischen Raum angefertigten Diplomarbeit zunehmend ökologische Fragestellungen der Pflanzengemeinschaften von Gras- und Krautrainen interessiert.

Beide Arbeiten warfen naturgemäß viele neue Fragen auf. Neben synökologischen Fragestellungen zu Genese, Aufbau, Struktur (Synsystematik, Symmorphologie) und Syndynamik erlangte die Problematik der Arten- und Biotopschutzbewertung gras- und krautdominierter linearer Biotope zunehmend an Bedeutung. Die nun vorliegende Arbeit bietet – natürlich auch unter Einbeziehung der speziellen Literatur – unter Berücksichtigung eigener, räumlich und zeitlich gegliederter Grundlagen einen möglichst breiten Einblick in die Lebensräume Gras- und Krautrain, Mittelstreifen von Wirtschaftswegen sowie lineare Strukturen unterhalb von Weidzäunen. Ich hoffe, mich auch in Zukunft noch intensiv mit diesem Forschungsfeld beschäftigen zu können.

Die Dissertation ist im wesentlichen in sechs Teile gegliedert. Nach der Einleitung und dem Stand der Forschung (Kap. 1 u. 2) wird der Untersuchungsraum mit den Untersuchungsgebieten charakterisiert sowie die Untersuchungs- und Auswertungsmethoden beschrieben (Kap. 3 u. 4). Daran schließt sich der Ergebnisteil mit den Kapiteln 5 bis 7 an. In Kapitel 8 erfolgt die Diskussion der Ergebnisse, wobei mit der Methodik der Erfassung, der ökologischen Bedeutung sowie der Pflege, Entwicklung und dem Schutz gras- und krautdominierter linienförmiger Lebensräume Schwerpunkte gesetzt werden. Zusammenfassung und Literaturverzeichnis (Kap. 9 u. 10) bilden den Abschluß der Arbeit. Dem Textteil ist ein umfangreicher Anlagenband mit neun Karten und 47 Tabellen beigelegt.

Mein herzlicher Dank gilt meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Willibald Haffner, der mir durch seine tatkräftige Unterstützung erst die Anfertigung dieser Arbeit am Geographi-

schen Institut der Justus-Liebig-Universität Gießen ermöglichte. In besonderem Maße möchte ich mich bei ihm für sein mir entgegengebrachtes Vertrauen und die Geduld bis zur Fertigstellung der Arbeit bedanken. Herrn Prof. Dr. Thomas Schmitt (Ruhr-Universität Bochum) danke ich für die Übernahme des Koreferats sowie die zahlreichen Anregungen und fruchtbaren Diskussionen.

Sehr zum Dank bin ich Herrn Prof. Dr. Heinrich Vollrath (Bayreuth, vormals Hessische Lehr- u. Forschungsanstalt für Grünlandwirtschaft u. Futterbau, Eichhof, Bad Hersfeld) verpflichtet. Er hat mich mit den grundlegenden botanischen sowie pflanzensoziologischen Arbeitsweisen vertraut gemacht. Vor allem seine kritische Auseinandersetzung mit dem vegetationskundlichen Teil meiner Arbeit war mir eine beträchtliche Hilfe.

Herrn Dr. Bernd Nowak (Wetzlar-Naunheim) möchte ich für die überaus wertvolle Unterstützung bei der Bestimmung kritischer Sippen danken. Vor allem seine vielfältigen und unermüdlichen Denkanstöße haben mich dazu angehalten, die schwierige Differenzierung der Floristischen Typen sowie die Diskussion meiner Ergebnisse bestmöglich auszuarbeiten.

Herr PD Dr. Paul Braun (Alsfeld, vormals Institut für Biometrie u. Populationsgenetik der Justus-Liebig-Universität Gießen) hat mich stets dazu angeregt, die Dinge von den verschiedensten Seiten aus zu betrachten. Ihm danke ich für die vielen gemeinsamen und sehr lebhaften Diskussionen.

Den Herren Prof. Dr. Peter Miotk (Fachhochschule Weihenstephan, Abteilung Triesdorf) und Prof. Dr. Tamás Harrach (Institut für Bodenkunde u. Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen) danke ich sehr herzlich für das mir über all die Jahre entgegengebrachte Verständnis und Vertrauen sowie die vielfältigen Ratschläge.

Den Landwirten in Königsberg möchte ich recht herzlich für ihr Interesse und ihre Unterstützung vor allem während der Zeit der Geländearbeiten danken. Hier ist vor allem Herr Heinz Scherer zu nennen, der neben den alltäglichen Unwägbarkeiten eines landwirtschaftlichen Betriebs stets Bereitschaft zeigt, sich auch für die Natur einzusetzen.

Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Geographischen Instituts der Justus-Liebig-Universität Gießen danke ich für die gute Zusammenarbeit. Hier möchte ich mich vor allem bei Herrn Dr. Wolf-Dieter Erb für die mir freundlicherweise entgegengebrachte computertechnische Unterstützung bei der Anfertigung der Karten bedanken. Auch und vor allem waren mir Frau Lisett Ritter und Herr Bernd Goecke bei der Gestaltung der Textabbildungen behilflich.

Mein spezieller Dank gebührt alle denen, die mir bei der Korrektur der vielen Floristischen sowie Vegetationstabellen ihre fast unerschöpfliche Geduld entgegengebracht haben. Für Textkorrekturen haben sich dankenswerterweise Herr cand. Dr. Christian Wetz und Frau Jutta Hempfing zur Verfügung gestellt.

Der Stiftung Hessischer Naturschutz danke ich für das mir zur Verfügung gestellte Stipendium während der ersten zwei Jahre meines Forschungsprojekts von Juli 1996 bis Juni 1998.

Nicht zuletzt möchte ich meiner Familie herzlich für die mir entgegengebrachte Unterstützung und Hilfe danken. Meine Eltern und mein Bruder haben mir stets mit Rat und Tat zur Seite gestanden.

# 1 EINLEITUNG

Die floristische Verarmung und Degradierung der Acker- und Grünlandvegetation durch landwirtschaftliche Intensivierungsmaßnahmen ist bereits seit langem bekannt und schreitet aktuell in hohem Maße voran (KORNECK et al. 1996, KORNECK & SUKOPP 1988 sowie MEISEL 1977). Infolge der zunehmenden Intensität der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen werden – vor allem durch Eutrophierung – auch andere, nicht landwirtschaftlich genutzte Lebensräume der Kulturlandschaft in Mitleidenschaft gezogen (KÜHNE et al. 2000 sowie RUTHSATZ 1989). Dieser Zusammenhang konnte für lineare Biotopstrukturelemente in verschiedenen Naturräumen beschrieben werden (HERRMANN 1995, KLEYER 1990 u. LINK 1994). Nach KAULE (1991) gehören Gras- und Krautraine zu den seit Mitte des 20. Jahrhunderts am stärksten quantitativ und qualitativ bedrohten Lebensräumen.

Gerade wegen der überwiegend intensiven Nutzung der heutigen Kulturlandschaft entfallen auf linienförmige Kleinstrukturelemente vielfältige biotische und abiotische Funktionen. Lineare Strukturelemente tragen zum Schutz gefährdeter Pflanzen- und Tierarten bei (RUTHSATZ & HABER 1981 sowie WELLING et al. 1987). Neben der Refugialfunktion für einzelne Pflanzenarten nehmen linienförmige Kleinstrukturelemente auch eine Schutzfunktion für bedrohte Phytocoenosen ein (LINK 1996b). Streifenförmige Randlebensräume sollen darüber hinaus den Verbund verschiedenster Biotopstrukturelemente ermöglichen (zum Biotopverbundkonzept siehe u. a. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985 u. WEISE 2001).

Über die biotischen Funktionen hinaus ist aus abiotischer Sicht vor allem der Erosionsschutz und damit verbunden der Flächenschutz zu nennen (BREBURDA 1983 sowie AUWECK & MAGEL 1983).

Es gibt eine Vielzahl von Faktoren, die dazu beitragen, die ökologischen Funktionen linearer Biotopstrukturelemente zu beeinträchtigen, bis hin zur Zerstörung dieser Lebensräume (EWALD 1978 u. KAULE 1991). Neben direktem und indirektem Nährstoff- und Pestizideintrag ist unter anderem die Überdeckung linienförmiger Strukturelemente mit Schutt oder Bodenmaterial zu nennen.

Die vorliegende Forschungsarbeit hat das Ziel, die ökologische Bedeutung gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstrukturelemente für den Arten- und Biotopschutz in agrarisch geprägten Landschaftsausschnitten zu erfassen und zu analysieren. Aus den gewonnenen Ergebnissen sollen Kriterien für die Bewertung linearer Strukturelemente abgeleitet werden.

Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen Flora, Vegetation und Standort der linienförmigen Biotopstrukturelemente. Des Weiteren werden die Vegetationsstruktur, der Pflegezustand sowie die Dimension in die Untersuchung einbezogen. Abschließend werden Praktikabilität und Einsatzmöglichkeiten der entwickelten Erfassungs- und Auswertungsmethoden diskutiert sowie die derzeitigen Rahmenbedingungen zum Schutz gras- und krautdominierter linienförmiger Biotopstrukturelemente kritisch hinterfragt.

Bisher liegen größtenteils nur unbefriedigende Ansätze zur floristisch-vegetationskundlichen Beschreibung und Analyse von Gras- und Krautrainen, Feldwegmitten und linearen Strukturen unter Weidezäunen vor. Vor allem die Methodik der Erfassung (KLEYER 1990, OPPERMAN 1998 sowie RUTHSATZ & OTTE 1987) als auch die großräumige Kategorisierung und Kartierung dieser Biotope (STEIDL & RINGLER 1997b) sind zu verbessern. Eine möglichst umfassende Bearbeitung der Vegetationseinheiten gras- und krautdominierter linearer Biotope steht bisher aus. Für die vorliegenden Betrachtungen ist hervorzuheben, daß die hier untersuchten bandförmigen Kleinstrukturen der Agrarlandschaft sich genetisch, ökologisch sowie strukturell wesentlich von den zum Beispiel von RATTAY-PRADE (1988) und STOTTELE (1995) beschriebenen Vegetationstypen auf Straßenbegleitstreifen unterscheiden.

Die Bewertung komplexer Ökosysteme bedarf standardisierter Verfahren auf der Grundlage wissenschaftlich klar nachvollziehbarer Kriterien (MIOTK 1993 sowie PLACHTER et al. 2002). Zur Arten- und Biotopschutzbewertung linienförmiger Biotope bestehen bisher erst wenige, meist nur einzelne Aspekte behandelnde, Ansätze (AUWECK 1977, KAULE 1991 sowie SCHULZE & REIF 1984). Hieraus folgt das Ziel, einerseits einen Beitrag zu der von PLACHTER (1991) angemahnten gravierenden Lücke in der Erfassung und Dokumentation naturschutzrelevanter Daten zu schließen. Andererseits sollen Indikatoren abgeleitet werden, um die Basis für ein möglichst allseits einsetzbares, auf ganze Landschaftsräume übertragbares Verfahren zur synoptischen Bewertung gras- und krautdominierter linearer Kleinstrukturen zu schaffen.

Übersicht 1 faßt das Arbeitskonzept des vorliegenden Forschungsprojekts zur Erfassung, Analyse und Bewertung gras- und krautdominierter streifenförmiger Biotope in der Agrarlandschaft schematisch zusammen.

Der hier aufgezeigte Forschungsansatz soll zur grundlegenden Verbesserung des Wissensstandes über Zusammensetzung, Ökologie, Struktur und Genese von Flora und Vegetation gras- und krautdominierter linearer Biotope der Agrarlandschaft, deren naturschutzfachliche Bewertung sowie auf diese Lebensräume einwirkende Faktoren beitragen. Im Wirkungsgefüge ‚biocoenotische Parameter – Strukturparameter – Standortparameter‘ stehen folgende **Zielsetzungen** im Mittelpunkt der hier vorgestellten Untersuchung (in Klammern sind die für die betreffenden Fragestellungen relevanten Kapitel beigefügt):

1. Durchdringung des Lebensraums Gras- und Krautrain, Feldwegmittelstreifen und Weidezaunbegrenzung mittels floristisch-vegetationskundlicher sowie bodenkundlicher Arbeitsmethoden zur Erfassung und Analyse von Flora und Vegetation sowie Trophie des Standorts auf unterschiedlichen Bearbeitungsebenen (Kap. 4, 6 u. 7),
2. Aussagen und Empfehlungen zu Anwendbarkeit, Praktikabilität und räumlicher sowie struktureller (lineare bzw. flächige Biotope) Übertragbarkeit der eingesetzten Aufnahme- und Analysemethoden (Kap. 8),

## Datenerfassung

**Biocoenetische Parameter:**

- Flora
- Vegetation

**Strukturparameter:**

- Pflege
- Dimension

**Standortparameter:**

- Trophie



## Datenanalyse

**Biocoenetische Parameter:**

- Flora
  - Arteninventar
  - Artendiversität
  - Stetigkeit
  - Verteilung
  - Soziologie
- Floristische Typen
- Syndynamik
- Gefährdungssituation
- Vegetation
  - Phytocoenosen
    - Synsystematik
    - Ökologie
    - Strukturdiversität
    - Syndynamik
  - Nanovegetationskomplexe
  - Gefährdungssituation

**Strukturparameter:**

- Pflegezustand
- Mindestbreite

**Standortparameter:**

- pflanzenverfügbares Phosphat,  
mittlere Nährstoffzahl



## Aussagen und Empfehlungen

**Methodik der Erfassung:**

- Praktikabilität
- Einsatzmöglichkeiten

**Bewertungskriterien:**

- aktuelle Wertigkeit
- potentielle Wertigkeit

**Ökologische Bedeutung,  
Pflege, Entwicklung und Schutz**

3. Entwicklung eines Kartierungsschlüssels zur Erfassung gras- und krautdominierter linienförmiger Strukturelemente sowie digitale Umsetzung von großmaßstäbigen Biotop- und Nutzungstypenkartierungen (Kap. 5),
4. Einstufung der Gefährdung von Flora und Vegetation der Gras- und Krautraine, Mittelstreifen von Wirtschaftswegen sowie Weidezäunen (Kap. 6 u. 7),
5. Ermittlung, Beschreibung und Analyse von naturwissenschaftlich klar nachvollziehbaren Kriterien als Basis für die Etablierung eines standardisierten, synoptischen Verfahrens zur Arten- und Biotopschutzbewertung linienförmiger Kleinstrukturen (Kap. 6, 7 u. 8),
6. Kritische Betrachtung der ökologischen Bedeutung linienförmiger gras- und krautdominierter Biotope für den Arten- und Biotopschutz (Kap. 2 u. 8),
7. Vergleichende Beurteilung freiwilliger und restriktiver Maßnahmen zum Schutz und zur Pflege gras- und krautdominierter linearer Strukturen (Kap. 8).

Darüberhinaus sind syndynamische Prozesse sowohl auf der floristischen Ebene als auch für die Vegetationseinheiten gras- und krautdominierter linearer Kleinstrukturen Gegenstand der Untersuchungen. Daran anknüpfend soll der Frage nach den komplexen synsystematischen Verknüpfungen der Phytocoenosen nachgegangen werden. Mit syndynamischen und synsystematischen Forschungsansätzen eng in Verbindung stehend, werden strukturelle Zusammenhänge sowohl der Flora als auch der Vegetation näher betrachtet. Es stellt sich die Frage, ob die Evenness/Artenzahl-Beziehung (Strukturdiversität) als Kriterium für naturschutzfachliche Bewertungen dienen kann.

## 2 KENNTNISSTAND

### 2.1 Definition gras- und krautdominierte linienförmige Strukturen

Im Zentrum der vorliegenden Untersuchung stehen **gras- und krautdominierte linienförmige Biotope**<sup>1)</sup>. Diese Kleinstrukturen haben im Bereich der landschaftsökologischen Forschung und Landschaftsplanung in den letzten 10 bis 15 Jahren fortlaufend an Bedeutung gewonnen und erfahren aktuell vor allem in bezug auf die Planung und Umsetzung von Biotopverbundsystemen eine starke Beachtung (BRANDES 1998, JEDICKE 1990, KLEYER 1991, KRETSCHMER et al. 1995 u. OPPERMANN 1998). Die im Rahmen dieser Dissertation untersuchten linearen Lebensräume werden in Gras- und Krautraine, Wirtschaftswege sowie lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen gegliedert.

**Gras- und Krautraine** sind linienförmige Strukturelemente der Kulturlandschaft, die – im Gegensatz zu linearen Gebüschern und Hecken – in ihrer typischen Ausprägung ohne Gehölze vorkommen und somit Graslandcharakter aufweisen (TISCHLER 1980). Gras- und Krautraine verlaufen zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen (Äcker, Wiesen u. Weiden) sowie Brachflächen und entlang von Wirtschaftswegen, sind jedoch aufgrund differierender standörtlicher Bedingungen (z. B. Wasserhaushalt) von krautigen Ufersäumen zu unterscheiden. Für Gras- und Krautraine wird eine maximale Breite von 10 m festgelegt; die Mindestlänge beträgt 7,5 m. In Anlehnung an das Verhältnis Länge zu Breite bei Hecken (ZUCK 1981), sollen Gras- und Krautraine mindestens dreifach so lang wie breit sein.

Von Gräsern und Kräutern dominierte Raine können aufgrund des Pflegezustands differenziert werden. Die Abgrenzung von typischen und in Sukzession begriffenen Gras- und Krautrainen erfolgt anhand der Merkmale Pflegehäufigkeit (Mahd-, Weide- u. Mulchfrequenz), Verfilzungsgrad der vormals genutzten Grasnarbe, Dominanz von Stauden und/oder Gräsern sowie dem Grad der beginnenden Verbuschung (LINK 1998, LINK & HARRACH 1998 u. Abschn. 4.4.3).

Mit Baumreihen (überwiegend kontinuierliche Aufreihung von mindestens 5 Bäumen, ein- bzw. zweireihig; AUWECK 1979) bestandene Gras- und Krautraine mit einer Bedeckung der Baumschicht  $\leq 50\%$  sind als Gras- und Krautraine mit Baumreihe zu definieren. Es erfolgt keine weitere Differenzierung in typische und in Sukzession begriffene Gras- und Krautraine mit Baumreihe.

In Landschaften mit bewegtem Relief werden Raine vor allem über die oben angrenzenden Flächen – Oberlieger – beeinflusst. So können Gras- und Krautraine zum Beispiel nach den Oberliegern in Ackerraine, Grünlandraine und Wegraine differenziert werden. Als weitere Kriterien zur Typisierung der Raine dienen unter anderem die äußere Gestalt beziehungsweise Ausformung (Stufenrain, Abb. 1 – ebene Gewende) sowie die Vegetationsbedeckung der Raine (Grasrain – Krautrain – Hecken(rain)).

---

<sup>1)</sup> Die in den nachfolgenden Ausführungen gebrauchten Begriffe ‚linienförmige beziehungsweise lineare Biotope, Strukturelemente oder Kleinstrukturen‘ sind stets im Sinne von biologisch relevanten, für den Arten- und Biotopschutz wertvollen linearen Strukturen der Kulturlandschaft zu verstehen.



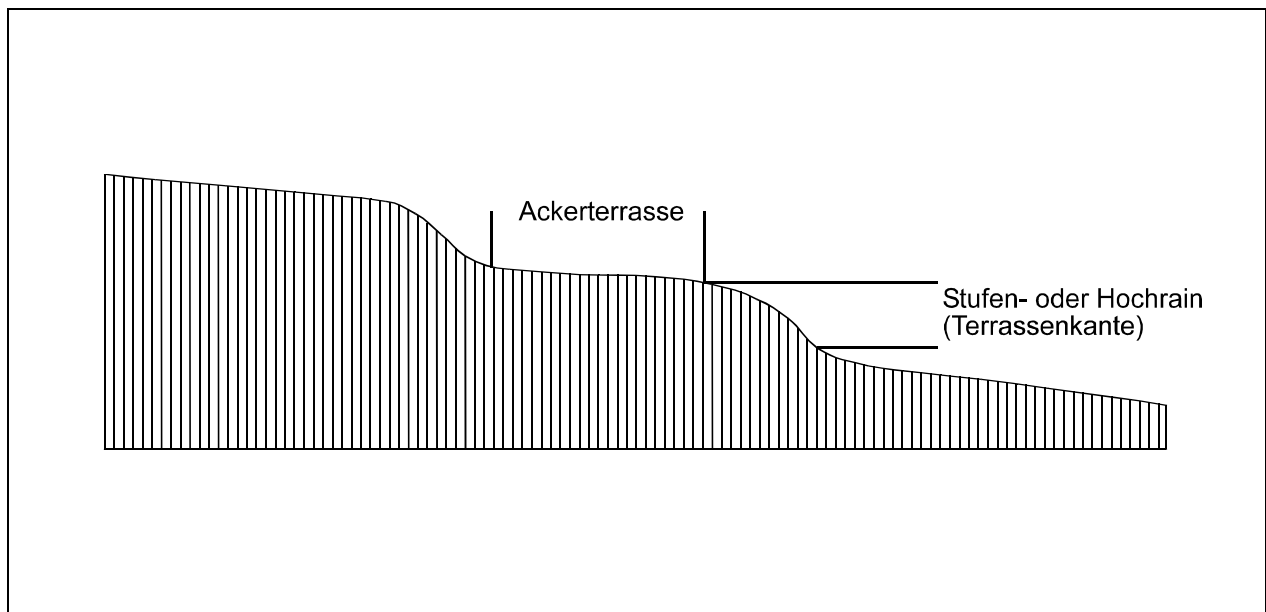


Abb. 1: Schematischer Querschnitt durch eine Ackerterrasse mit Stufenrain (nach MÜLLER-WILLE 1965, verändert)

**Wirtschaftswege** sind in Anlehnung an RIECKEN et al. (1993 u. 1994) als „technische Biotoptypen“ zu bezeichnen. Sie können nach der Art der Befestigung beziehungsweise Versiegelung in versiegelte, gepflasterte (Pflasterung ohne Fugenversiegelung), teilweise befestigte (z. B. Rasengitter, Spurplatten) geschotterte und unbefestigte Wirtschaftswege unterteilt werden. Eine weitere Untergliederung kann anhand des Alters, der Breite und der Nutzungsfrequenz erfolgen.

Im Vergleich zu Straßen unterliegen Wirtschaftswege in der Regel geringeren Beeinträchtigungen. Einerseits ist die Nutzungsfrequenz der Wirtschaftswege um ein Vielfaches geringer als auf Straßen, andererseits sind Wirtschaftswege relativ wenigen Schadstoffen beziehungsweise Schadstoffmengen ausgesetzt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgte ausschließlich eine Untersuchung der Mittelstreifen von Wirtschaftswegen; also der linienförmigen Bereiche zwischen den Fahrspuren. Diese Auswahl wurde getroffen, da die Wegmitten standörtlich betrachtet mit den Wegrainen vergleichbar sind. Die Fahrspuren der Wirtschaftswege sind im Gegensatz zu den Wegmitten mehr oder minder starken Belastungen durch Überfahren oder Tritt ausgesetzt, so daß die vorherrschenden Vegetationseinheiten stark differieren.

Als **Weidezäune** bezeichnete lineare gras- und krautdominierte Kleinstrukturen verlaufen unterhalb der Weidezaunbegrenzung zwischen oder am Rande von Viehweiden hin zu benachbarten Biotopen (z. B. Bachläufe, Hecken, Wiesen; siehe auch Weidezaunprofile bei HUSICKA & VOGEL 1999) in einer Breite von 0,5 bis 2 m (je nach Hangneigung u. damit zusammenhängender Erreichbarkeit für das Vieh). Sie werden mindestens einmal im Jahr abgeweidet. Die Bereiche unterhalb der Weidezäune weisen im Vergleich zu den angrenzenden Weideflächen oft eine stark unterschiedliche Bestands- sowie morphologische Struktur auf (HUSICKA & VOGEL 1997 sowie VOLLRATH 1970). So sind zum Beispiel besonders ältere Weidezäune durch aneinandergereihte Ameisenbauten stark aufgewölbt (bis 0,45 m, siehe Abb. 2). Fehlender Tritteinfluß unterhalb von

Weidezäunen führt auch ohne die Anwesenheit von Ameisenhöfen zu einer Niveauehöhung um mehrere Zentimeter. OZOLS & DUES (2001) sprechen in diesem Zusammenhang von „Weidezaunwällen“. Diese Wortwahl erscheint im Verhältnis zur tatsächlichen Dimension der Aufwölbung übertrieben.

Die Weidezaunbestände sind ebenso wie die Gras- und Krautraine und die Wegmitten der Wirtschaftswege nach ihrem Pflegezustand zu unterscheiden.



Abb. 2: Alter Weidezaun im Strupbachtal westlich von Königsberg (Südliches Lahn-Dill-Bergland) im Mai 1997

## 2.2 Entstehung und Aufbau von gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen

Die Entwicklungsgeschichte gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope ist in engem Zusammenhang mit der Inkulturnahme der Landschaft durch den Menschen und den daraus resultierenden einschneidenden Veränderungen im Naturhaushalt zu sehen (EWALD 1996). Gras- und Krautraine, Wirtschaftswege und Weidezäune sind demgemäß seit jeher stark vom Menschen geprägte Lebensräume. Wie ELLENBERG (1996) für

die Kulturlandschaft allgemein postuliert, genügt es nicht, ausschließlich die aktuellen Nutzungs- beziehungsweise Pflegemethoden der gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen zu kennen, um die heute auf den genannten Standorten vorkommenden Pflanzen- sowie Tiergemeinschaften kausal zu verstehen. Erst die Kenntnis ursprünglicher sowie historischer Funktionen zum Beispiel der Gras- und Krautraine ermöglicht die Abwendung bestehender Gefährdungen bei gleichzeitiger Abschätzung möglicher positiver Entwicklungschancen.

Die **Entstehung von Gras- und Krautrainen** verläuft nicht überall gleich, sondern wird vielmehr durch die Neigung des Geländes mitbestimmt (Abb. 3).

In Hanglagen verblieben nach der Rodung ursprünglich bewaldeter Hänge (A) oder der Ablösung extensiver Egartenwirtschaft durch intensivere Bewirtschaftungsformen – meist bei gleichzeitiger Flächenvergrößerung – horizontal verlaufende Grenzlinien zwischen den neu entstandenen Gewannen (B). Durch die nun einsetzende beziehungsweise verstärkte Bodenbearbeitung kam es teilweise zu beträchtlichen Bodenverlusten (HARD 1964). Die ursprünglich als Ackergrenzen fungierenden Raine wirkten, bedingt durch den ganzjährigen Bewuchs (nach der Rodung anfänglich wohl nur krautige Pflanzen), der Bodenerosion entgegen. Diese den Oberflächenabfluß bremsende Wirkung der Rainstreifen führte zu einer Bodenakkumulation entlang der linienförmig verlaufenden Ackergrenzen (C) und somit zu einer zonalen Hemmung des Bodenabtrags (WANDEL 1950). Die vor allem in Mittelgebirgslagen und entlang von Flußtälern noch allenthalben vorzufindende Hangflächenterrassierung (D) geht demzufolge hauptsächlich auf einen anthropogenen Prozeß der Bodenumlagerung zurück. So entstandene Stufenraine, Terrassenstufen oder Hochraine sind schon seit langem ein integraler Bestandteil der Flurformen- und Wüstungsforschung (u. a. KLAMM 1993, MÜLLER-WILLE 1965, SCHARLAU 1957 u. UHLIG 1967).

Wie aus Abbildung 3 im Abschnitt D ersichtlich wird, setzt sich die Stufenbildung auch geringfügig im Anstehenden fort. Dies dürfte im wesentlichen auf einen erleichterten Angriff der Atmosphärien sowie den alljährlichen Anriß des Gesteinszersatzes durch den Pflug zurückzuführen sein. Die von WANDEL (1950) angeführten Verwitterungs- beziehungsweise Abtragsraten des Festgesteines von 1 bis 2 cm pro Jahr sind jedoch stark zu bezweifeln. Annähernd vergleichbare, intensive chemische Verwitterung herrschte im mitteleuropäischen Raum zuletzt im Tertiär bei – in Relation zu unserem heutigen Klima – stark erhöhten mittleren Jahrestemperaturen vor. Die sich im Pleistozän anschließenden physikalischen Verwitterungs- und Umlagerungsprozesse führten in Mittelgebirgslagen – also die Gebiete, in denen vorwiegend Stufenraine beziehungsweise Terrassenkanten vorkommen – zur Schuttdeckenbildung (SEMMELE 1964 u. 1993). Im Holozän fand praktisch keine Festgesteinsverwitterung, sondern fast nur erosiver Abtrag periglazialer Deckschichten statt<sup>2)</sup>, was letztendlich zur Bildung von Kolluvisolen führte.

---

<sup>2)</sup> Nach Auskunft von HARRACH (1999) und KNOBLICH (1999) dürften die Verwitterungsraten im mitteleuropäischen, gemäßigten Klima zur Zeit zwischen 1 cm pro 1.000 bis 1 cm pro 10.000 Jahren betragen.

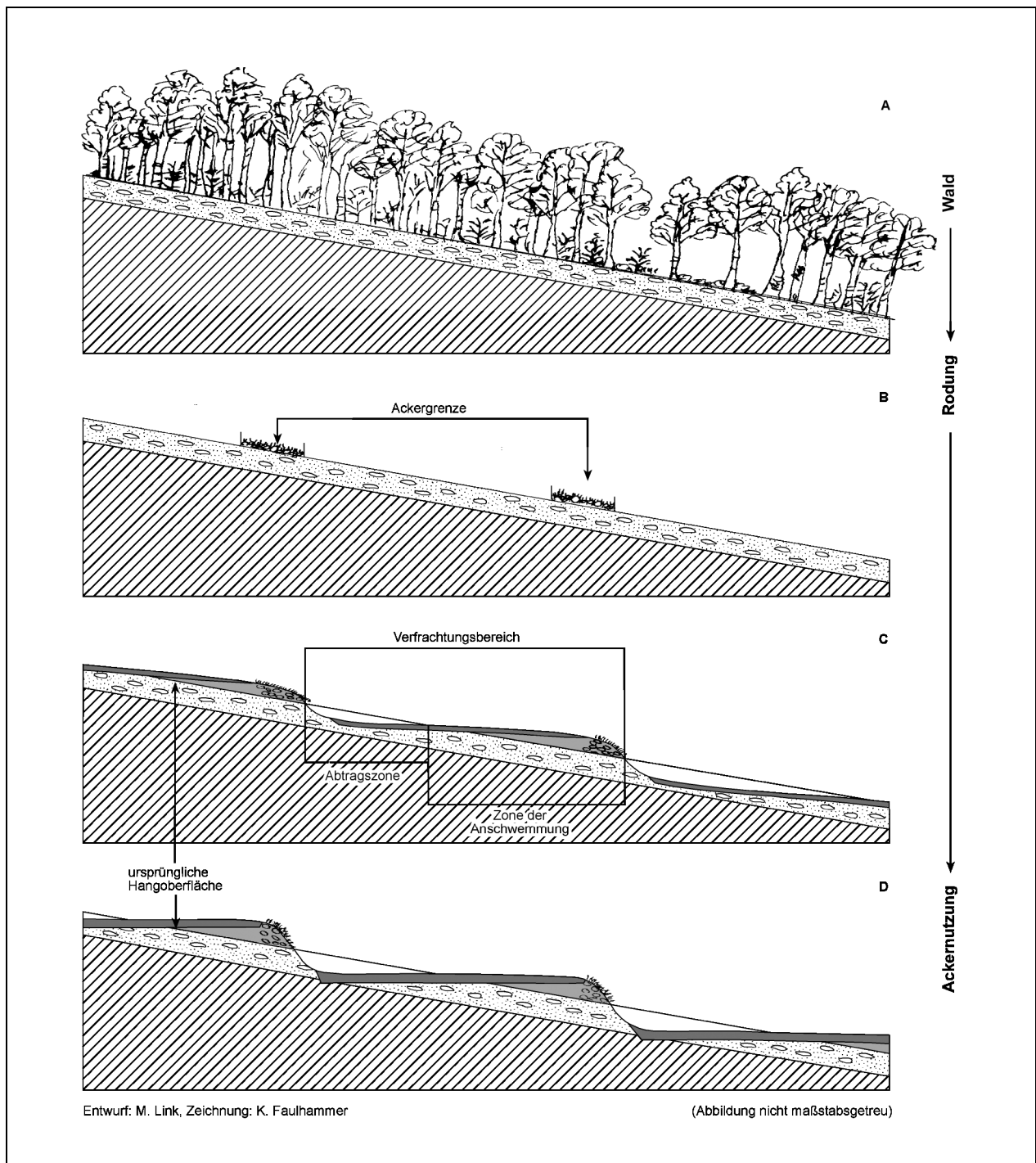


Abb. 3: Schematische Entwicklung von Stufenrainen (Terrassenstufen od. Hochraine) in Hanglagen nach Inkulturnahme (Entwurf nach eigenen Untersuchungen u. Angaben von KUHN 1953, LINDQUIST 1968, MÜLLER-WILLE 1965 u. WANDEL 1950)

Die hangaufwärts gelegenen Gewannflächen (Abtragszone) waren stetem Bodenabtrag ausgesetzt. In der Abtragszone bleibt die Bodenbildung hinter der Erosionsgeschwindigkeit zurück. Dieser immense Transport an Bodenmaterial wurde, wenn in früheren Zeiten auch nur mit Ochsespannen geschehen, noch durch hangabwärts gerichtete

tes Pflügen verstärkt (KOOSE 1936, zit. nach KUHN 1953)<sup>3)</sup>. Der hangabwärts gerichtete Teil eines Feldes, also der Raum dicht oberhalb des Grenzstreifens, wurde fortwährend mit Oberbodenmaterial überdeckt (Zone der Anschwemmung). Hierdurch kam es bei einem Großteil der Stufenraine zur Bildung teilweise mächtiger Kolluvisole (LINK 1994). Die erosionsschützende Wirkung der Stufenraine wird durch die Ablagerung von Lesesteinen verstärkt. In Landschaften mit hohem Skelettanteil des Oberbodens wurden nach der Rodung die Steine auf den vereinbarten Parzellengrenzen gesammelt (KUHN 1953 u. LINDQUIST 1968). Durch so entstandene Steinriegel kam es – neben der Vegetationsbedeckung der Grenzstreifen – zu einer zusätzlichen Verlangsamung des Oberflächenabflusses. Jedoch sind auch in Naturräumen, deren Oberflächenformen aus Lockergestein (z. B. Löß) aufgebaut sind, Stufenraine anzutreffen. SCHOTTMÜLLER (1961, S. 50) weist darauf hin, daß „der Halt einer solchen Stufe vor allem durch das Wurzelwerk des dichten Rasens zustande kommt und im aufgeschütteten Teil der Stufe weniger auf der natürlichen Standfestigkeit des Lösses beruht“.

WANDEL (1950) führt die Entstehung der Feldterrassen hauptsächlich auf zum Erosionsschutz angepflanzte Hecken zurück. Nach Ansicht des Verfassers und den Aussagen von KUHN (1953) sowie RICHTER (1960) entstanden diese Hecken auch ohne Zutun des Menschen<sup>4)</sup>. Die Raine im Bereich des westlichen Steigerwalds (Fränkisches Schichtstufenland) wurden zum Beispiel noch bis in die 50er und 60er Jahre des 20. Jahrhunderts zur Futtergewinnung herangezogen<sup>5)</sup>. Die Mahd der Gras- und Krautraine erfolgte zeitlich gesehen nach dem ersten Schnitt der Wiesen. Erst nachdem die Bewirtschaftung dieser Grenzbiotope arbeitstechnisch und ertragsbedingt (Raine wurden niemals direkt gedüngt) nicht mehr lohnte, konnten auch verstärkt Gehölze in diesen Lebensraum einwandern. Die Entstehung von Terrassenrainen ist also nicht ausschließlich an Heckenanpflanzungen gebunden. Der entscheidende Faktor für das Anwachsen der Hochraine liegt in der ständigen Vegetationsbedeckung. Da vor allem Gräser die fortwährenden Bodenüberspülungen gut durch- und überwachsen können, ist die erosionsschützende Wirkung eines Gras- und Krautrains höher einzustufen als die eines Heckenrains (KUHN 1953).

Die beschriebenen Umlagerungsprozesse sind jedoch nicht zum Stillstand gekommen und tragen noch immer zur Prägung der heutigen Kulturlandschaft bei. In Abbildung 4 ist am Beispiel eines typischen Gras- und Krautrains des Untersuchungsgebiets Staufenberg deutlich die Überspülung der Rainfläche mit Krumenmaterial und somit das stete Anwachsen der Geländestufe nachzuvollziehen.

---

<sup>3)</sup> KUHN (1953) hingegen mißt der Bedeutung der Pflugrichtung für die Stufenrainbildung nur eine sekundäre Bedeutung zu, da nach seinen Beobachtungen auch auf hangaufwärts gepflügten Flächen Terrassenkanten entstehen können.

<sup>4)</sup> Wie KUHN (1953, S. 23) ausführt, hätte das Pflanzen von Hecken „den Bauern nur Schaden verursacht, Flurschaden und Geldverlust“. Die Schädigung ist im wesentlichen in Ertragseinbußen zu sehen, die zum Beispiel durch die Beschattung der Gehölze – und den damit verbundenen kleinklimatischen Veränderungen – hervorgerufen werden. Die Bauern im Hohen Vogelsberg wurden unter anderem noch zusätzlich bestraft, wenn sie die Hecken auf den Stock setzten, indem sie dem Grundherren den Holzeinschlag als sogenanntes ‚Güterholz‘ bezahlen mußten.

<sup>5)</sup> KUHN (1953) hebt die landwirtschaftliche Nutzbarkeit von mit Gräsern und Kräutern bestandenen Rainen hervor und erwähnt für diese Standorte sehr zufriedenstellende Heuerträge im Hohen Vogelsberg.



Abb. 4: Terrassenbildung durch Bodenakkumulation am Beispiel des Stufenrains 3Sg02 des Untersuchungsgebiets Staufenberg (Juli 1999)

Wie bereits HARD (1964) für den Raum zwischen Westrich und dem Metzger Land beschreibt, verflachen die Stufenraine nach Aufgabe der Ackernutzung und Umwandlung zu Grasland zusehends<sup>6)</sup>. Diese Entwicklung kann auch im Untersuchungsgebiet Königsberg anhand der Morphologie alter Ackerterrassen deutlich abgelesen werden. HARD (1964) gibt einen Zeitraum von 120 bis 160 Jahren für die starke Verflachung bis zur vollständigen Einebnung von Hochrainen an. Ehemalige Ackerraine und Ackerterrassen sind heute vielfach noch im Bereich von Wüstungen unter Wald zu finden (u. a. ACHENBACH 1956, HEYMANN 1952, HILDEBRANDT & KAUDER 1993, MACHANN & SEMMEL 1970 sowie SCHARLAU 1961).

Neben der sukzessiven Entwicklung von Stufenrainen in Hanglagen erfolgte ähnlich den Weinbauterrassen auch eine direkte Anlage von Rainen als Geländestufen zwischen Ackerterrassen (EWALD 1978 u. HEYMANN 1952).

In ebenem Gelände sind im wesentlichen zwei typische, also gebüsch- und gehölzfreie, Rainformen vorzufinden:

1. Wegraine oder Feldwegränder (KÜHNE et al. 1999, RUTHSATZ & OTTE 1987)
2. Ebene Gewende (KNOP 1982) oder Grenzsäume (EWALD 1978)

<sup>6)</sup> Die Verflachung und letztendliche Einebnung der Stufenraine nach Aufgabe der Ackernutzung und anschließender Entwicklung von Grasland ist im wesentlichen auf den nahezu gänzlichen Wegfall der Bodensedimentation auf den Hochrainflächen zurückzuführen. Der von den oben angrenzenden ehemaligen Ackerterrassen ausgehende Bodeneintrag wird, bedingt durch die ganzjährige Vegetationsbedeckung der Grasnarbe, auf ein Minimum reduziert.

Das Vorkommen von Gras- und Krautrainen beschränkt sich überwiegend auf Ackerbaugelände. In ausgeprägten Grünlandgebieten, wie zum Beispiel dem Allgäu, sind kaum Raine zu finden (zumindest keine Gewendestreifen), da hier zumeist bis zur Schlaggrenze gemäht beziehungsweise beweidet wird. Sowohl die Wegraine als auch die Grenzsäume ebener Bereiche fallen in intensiven Ackerbaugeländen (z. B. Wetterau) zunehmend dem Pflug zum Opfer.

Im Zuge der Kultivierung der Naturlandschaft entstanden – neben den aus der Flurparzellierung hervorgegangenen Rainen – weitere linienförmige, verbindende, aber auch trennende Strukturen. EWALD (1978) führt für die **Wege** der traditionellen Kulturlandschaft vielfältige Bedeutungen für den Naturhaushalt an. So wurden auf ihnen Wildpflanzen der Ruderal- und Trittgemeinschaften, Pionierarten und Pflanzenarten feuchter sowie trockener Vegetationseinheiten gesammelt und genutzt, aber auch unbeabsichtigt verbreitet.

Eine morphologisch besonders auffällige Wegeform stellen Hohlwege dar. Die Entstehung und Entwicklung von Hohlwegen ist auf Gebiete mit leicht erodierbaren Deckschichten (i. d. R. Löß) beschränkt (EWALD 1996 sowie HASSLER & HASSLER 1993). Die Eintiefung der Hohlwege erfolgte jedoch keineswegs über Jahrhunderte. SCHOTTMÜLLER (1961, S. 55) gibt für „unbefestigte Wege mit größerer Neigung bei starkem Wagenverkehr“ einen jährlichen Bodenabtrag um 8 bis 10 cm an.

Durch die sich über die Zeit ändernden Ansprüche der Landnutzung an die Landschaft hat sich die Art des Wegebaus stark gewandelt. Wie KAULE (1991, S. 157) sehr treffend beschreibt, paßt sich die Wegführung „nicht mehr der Landschaft an, die Landschaft wird trassen- und normgerecht umgebaut“. In agrarisch geprägten Regionen hat die Flurbereinigung vor allem ab den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts stark zur Veränderung kleinräumiger Wegeverzweigungen hin zu großflächig angepaßten ‚Teerstraßensystemen‘ beigetragen.

Die **Entstehung und Entwicklung linearer Strukturen unterhalb von Weidezäunen** ist parallel zur Geschichte der Weidewirtschaft zu betrachten (umfassende Beschreibung bei ELLENBERG 1996<sup>7)</sup>). Die im Mittelalter nahezu flächendeckende Waldweide (BECK 1996 u. JÄGER 1994) hatte bereits in der jüngeren Steinzeit (etwa 5500 bis 1800 v. Chr.) im Bereich von Tieflagen mit Löß- (Mittel- und Süddeutschland) und Sandböden (Nordwestdeutschland) eine räumlich begrenzte Bedeutung (ELLENBERG 1996). Durch diese flächenhafte Einflußnahme, wobei Ackerbau und Waldwirtschaft ebenfalls eine beträchtliche Rolle spielten, entstand eine sehr alte Kulturlandschaft, in der „buchstäblich kein Fleckchen unverändert seinen Naturzustand bewahren konnte“ (ELLENBERG 1986, S. 34). Neben der Beweidung durch Wiederkäuer war die Schweineweide beziehungsweise -mast mit Eicheln und Bucheckern von Bedeutung. Schließlich wurde ein wesentlicher Teil des Winterfutters für das Großvieh als Laubheu gewonnen (u. a. BROCKMANN-JEROSCH 1936 sowie BURRICHTER & POTT 1983). Dies geschah durch Schneiteln (wiederholtes Abschneiden von beblätterten Schößlingen), eine Art der Nutzung von Futterbäumen, die aktuell zum Beispiel noch in Nepal und vielen

<sup>7)</sup> ELLENBERG (1996, S. 43) schreibt zur Wirkung der extensiven Weide- und Holznutzung auf die Pflanzendecke: „In Breitenwirkung und Ausdauer ist keine Maßnahme des Menschen mit der extensiven und den Wald einbeziehenden Weidewirtschaft zu vergleichen, und zwar weltweit“.

anderen Gebirgsländern von Bedeutung ist (KOLLMAIR 2000).

Erst durch die Intensivierung der Weidenutzung – ausgehend von der Waldweide über die Hutung als unregelmäßige Nutzungsformen im Übergang zu geregelten Nutzungssystemen (z. B. Mähstandweide, Koppelweide) – erfolgte eine räumliche Begrenzung der Weidewirtschaft (OPITZ VON BOBERFELD 1994). Die Aufteilung der Weidefläche in Koppeln stellt die Grundlage für die Entstehung linearer Kleinstrukturen zwischen einzelnen Weideparzellen dar.

## **2.3 Linienförmige Biotope im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Landnutzung**

### **2.3.1 Funktionen linearer Strukturelemente in der Kulturlandschaft**

#### **2.3.1.1 Ursprüngliche und historische Funktionen**

Die ursprünglichen und historischen Funktionen der Gras- und Kraustraine (Übers. 2) sind in engem Zusammenhang mit der Entstehung dieser linienförmigen, gras- und krautdominierten Kleinstrukturen zu betrachten. Wie in Abschnitt 2.2 dargelegt, entstanden Gras- und Kraustraine primär im Zuge der Inkulturnahme der Ur- beziehungsweise Naturlandschaft nach der Rodung der urwüchsigen Wälder als Grenzstreifen zwischen Ackerparzellen. Etymologisch bedeutet das Wort Rain ‚Ackergrenze‘ (DROSDOWSKI 1989)<sup>8)</sup>. Die ursprüngliche Bedeutung dieser streifenförmigen Begrenzungen kann in der Vermeidung von Grenzstreitigkeiten gesehen werden. Es ist nach Ansicht des Verfassers nicht anzunehmen, daß anfänglich bewußt Erosionsbarrieren angelegt wurden.

Historisch betrachtet wurden Raine – sowohl Gras- und Kraustraine als auch Heckenraine – noch bis in die 50er und 60er Jahre des 20. Jahrhunderts zur Futtergewinnung (Mahd, Weide u. Schneiteln von Laubheu) herangezogen (siehe Abschn. 2.2).

Nach KUHN (1953) sind Hecken in bezug auf die Holznutzung nur von geringer Bedeutung. Seiner Einschätzung folgend, spielten die Hecken des Hohen Vogelsbergs für die Holzversorgung der Bauern auch historisch betrachtet nur eine untergeordnete Rolle.

KUHN (ebd.) weist neben den genannten historischen Nutzungsformen noch auf den Aspekt der Bedeutung linienförmiger Kleinstrukturen für die Jagd hin. Nach seinen Recherchen im Gemeindefacharchiv Eichenrod war es zum Beispiel unter Strafandrohung verboten, Hecken und Raine abzuholzen oder zu planieren, wenn dies die sogenannte ‚kleine Jagd‘ beeinträchtigte. KUHN (ebd.) zieht daraus zwei Schlüsse. Zum einen wurden bereits im 18. Jahrhundert Hecken und Raine entfernt. Zum anderen schreibt KUHN (ebd., S. 24) die Erhaltung spärlicher „Überreste der Heckenraine“ ... „bis in unsere Zeit“ ... „der Jagdleidenschaft der Grundherren“ zu. Hierbei ist jedoch zu bedenken, daß die von KUHN (ebd.) mit einer Abbildung belegten, ‚spärlichen Heckenreste‘ aus heuti-

---

<sup>8)</sup> Der Begriff Rain wird im süddeutschen Sprachraum auch als Synonym für ‚Abhang‘ verwendet, wobei hierunter vor allem die Hangflächen zwischen den Flurstücken zu verstehen sind (im oberfränkischen Sprachraum ‚Rah‘).



ger Sicht dem Leitbild einer intakten Heckenlandschaft entsprechen.

Wirtschaftswege und Weidezäune erfüllen ihre ursprünglichen und historischen Funktionen als Transportwege sowie Parzellengrenzen noch heute. Wie bereits in Abschnitt 2.2 eingehend dargelegt, hat sich jedoch das Erscheinungsbild dieser linearen Strukturen stark verändert. So wurden zum Beispiel einfache Erd- oder Graswege von betonierten oder asphaltierten ‚Trassen‘ abgelöst.

### 2.3.1.2 Funktionen in der heutigen Kulturlandschaft

In der heutigen, überwiegend intensiv genutzten Kulturlandschaft vereinen lineare Kleinstrukturen eine Vielzahl biotischer und abiotischer Funktionen in sich (u. a. JEDICKE 1990 u. RÖSER 1988).

Gras- und Kraustraine, Wirtschaftswege und Weidezäune gehören neben anderen charakteristischen Elementen der Kulturlandschaft, wie zum Beispiel Hecken, Hohlwegen, Ackerrandstreifen, Gewässerufern oder Waldsäumen, in die Gruppe der linienförmigen Biotope, welche den Verbund verschiedenster Lebensräume ermöglichen (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985). Nach KAULE (1991, S. 142) bilden Gras- und Kraustraine „häufig zwischen Hecken eine weitere feinere Netzstruktur, die bei großen zusammenhängenden bewirtschafteten Schlägen verlorengelht“. Neben Gras- und Kraustrainen sind auch Wirtschaftswege und lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen Vernetzungselemente, die entscheidend zur Strukturierung und somit auch zur ökologischen Stabilisierung der heutigen Kulturlandschaft beitragen.

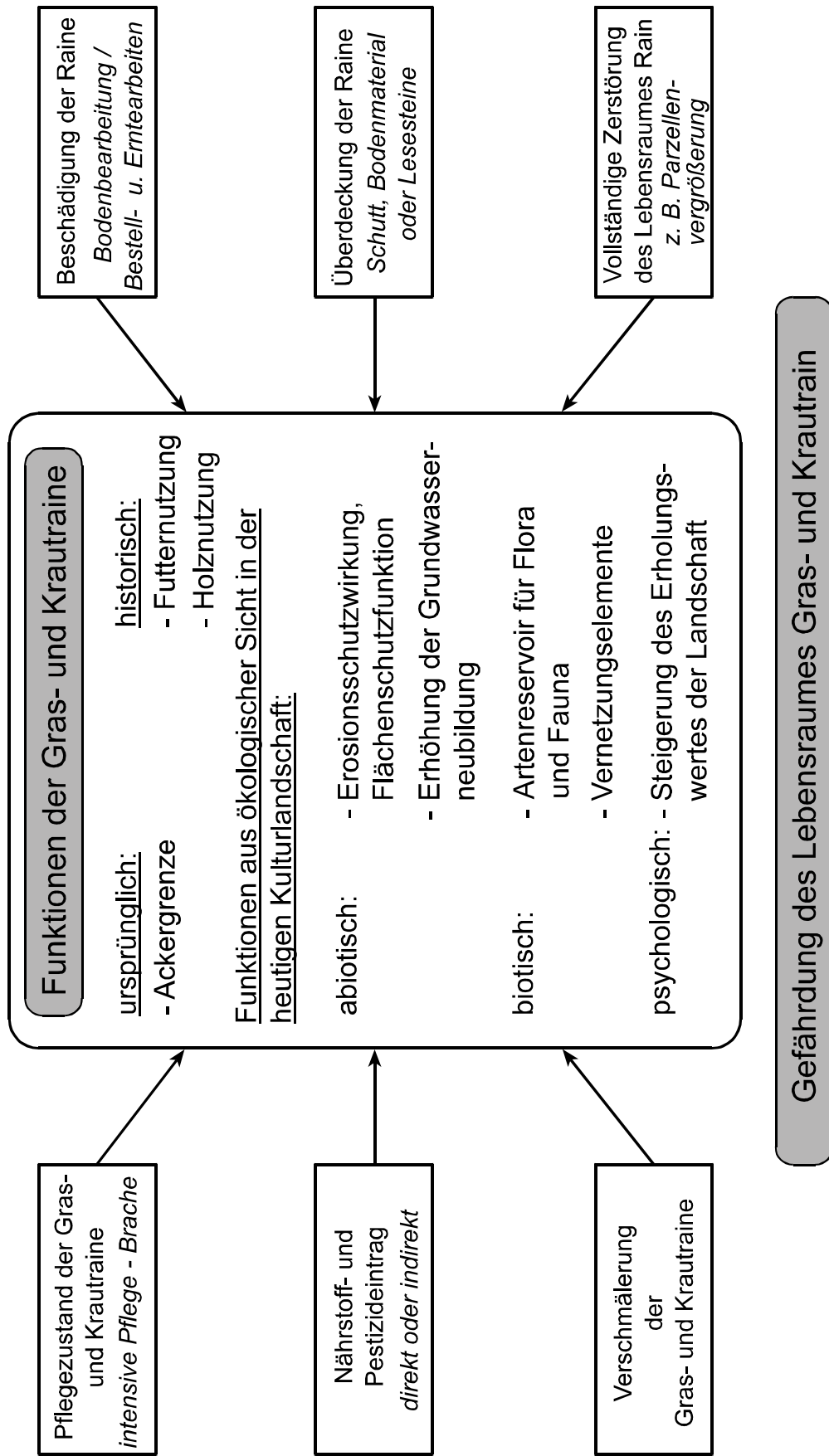
Linienförmige Biotope stellen ein nicht zu unterschätzendes Artenreservoir für die Flora und Fauna der Kulturlandschaft dar, was von besonderer Bedeutung für den Schutz von seltenen und bedrohten Pflanzen- sowie Tierarten ist (RUTHSATZ & HABER 1981 sowie WELLING et al. 1987). Nach RUTHSATZ & OTTE (1987, S. 156) erbringen „Wegränder und insbesondere Ackerraine einen wesentlichen Beitrag zum Artenreichtum eines Gebietes“<sup>9)</sup>.

Neben der Refugialfunktion für einzelne Pflanzenarten haben linienförmige Kleinstrukturen auch eine Schutzfunktion für bedrohte Phytocoenosen. So sind zum Beispiel für den hessischen Raum sowohl auf Gras- und Kraustrainen (LINK 1996b) als auch auf Heckenstandorten (NOWAK 1990b) seltene und gefährdete Pflanzengesellschaften belegt.

BASEDOW (1987) zeigt auf, daß Feldraine die Insektenbesiedlung von Äckern fördern, wobei eine besondere Bedeutung für Blattlausparasiten besteht. Raine haben auch eine wichtige Funktion als Lebens- und Deckungsraum für Niederwild (AUWECK & MAGEL 1983).

---

<sup>9)</sup> Anmerkung des Verfassers: Hier ist der Reichtum an Pflanzenarten gemeint.



Übers. 2: Funktionen der Gras- und Krautrine in der Kulturlandschaft und auf diesen Lebensraum einwirkende Gefährdungsfaktoren

Neben den genannten biotischen Funktionen erfüllen linienförmige Biotope auch wichtige abiotische Zwecke. Hierbei steht vor allem der Erosionsschutz im Vordergrund<sup>10)</sup>, wobei einerseits die Wassererosion, zum Beispiel durch die Anlage von Terrassenstufen beziehungsweise Stufenrainen in Hanglagen, reduziert werden kann, und andererseits der Winderosion durch Windschutzhecken entgegengewirkt wird (BREBURDA 1983). AUWECK & MAGEL (1983) weisen Feldrainen unter anderem aus Erosionsschutzgründen eine vorrangige Flächenschutzfunktion zu. WANDEL (1950) weist darauf hin, daß Stufenraine den Oberflächenabfluß vermindern, wodurch gleichzeitig die Sickerwassermenge erhöht wird. Somit tragen Hochraine erheblich zur Grundwasserneubildung bei.

Auch der Erholungswert der Landschaft wird durch die das Landschaftsbild nachhaltig prägenden linienförmigen Strukturelemente entscheidend verbessert (ASSEBURG 1985). Zusammenfassend nehmen linienförmige Biotope insbesondere gegenüber intensiv genutzten Agrarstandorten eine Ausgleichsfunktion ein, indem sie landwirtschaftliche Nutzflächen miteinander verbinden (Biotopverbund) und sowohl Pflanzen- als auch Tierarten, die dort nicht mehr existenzfähig sind, aufnehmen (Refugialfunktion). Sie fungieren somit als ökologische Pufferzonen und tragen durch die Verminderung des Oberflächenabflusses auch zum Erosionsschutz und zur Grundwasserneubildung bei.

### 2.3.2 Gefährdung linearer Kleinstrukturen

Die Artendiversität von **Gras- und Krautrainen** ist aufgrund ihrer linienförmigen Struktur vielfältigen Einflüssen unterworfen, die sowohl direkt als auch indirekt auf die Rainflora beziehungsweise -fauna einwirken (Übers. 2). Um Gras- und Krautraine in ihrer typischen Ausprägung gebüsch- und gehölzfrei zu halten, müssen diese gepflegt werden. Nach KAULE (1991) begünstigt eine jährlich wiederkehrende Mahd der Raine Pflanzenarten der Wiesen, wohingegen ein in 2- bis 4-jährigem Abstand durchgeführter Schnitt Saumarten fördert. Nach ZIMMERMANN (1975) steht das Flämmen einer floristischen Bereicherung von Phytocoenosen entgegen. Der Pflegezustand von Gras- und Krautrainen wirkt sich nachhaltig auf die Artenzahl der Pflanzenbestände aus. Nach LINK & HARRACH (1998) nimmt die Artenvielfalt im Übergang von sehr extensiv gepflegten hin zu brachgefallenen Gras- und Krautrainen rapide um knapp 40 % ab.

Nährstoff- und Pestizideintrag auf direktem (Mineral- od. Wirtschaftsdünger sowie Ernterückstände, direkte Pestizidapplikation) oder indirektem (eingeschwemmtes Bodenmaterial od. Sickerwasser, Windabdrift) Wege führt für die Biocoenosen der Raine sowohl zu faunistischem als auch zu floristischem Artenschwund (Abb. 5). Dieser Artenrückgang wird unter anderem durch die Eutrophierung der Rainstandorte hervorgerufen, da hierdurch sehr konkurrenzstarke mehrjährige nitrophile Stauden gefördert werden (KAULE 1991).

Durch Verschmälerung von Gras- und Krautrainen – zum Beispiel bei sukzessivem Unterpflügen von Wegrainen bis an den Wegrand und Einverleibung in einen Acker Schlag – erfolgt ein schleichender Verlust an Biotopen für Pflanzen- und Tierarten, die

<sup>10)</sup> Der RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985) empfiehlt die Anlage von Stufenrainen und Ackerterrassen als kulturtechnische Maßnahme gegen Bodenabspülung.

auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen keinen Lebensraum mehr finden. So wurden im Rahmen einer Studie zu Entwicklungsmöglichkeiten linearer Vernetzungsstrukturen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft der Wetterau erhebliche Flächenverluste an Wegrainen festgestellt (GENGENBACH & GENGENBACH 1990). Für die Gemarkung Nieder-Weisel war beispielsweise bei einem Soll-Ist-Vergleich des Wirtschaftswege- und Wegrainnetzes bei Wegrainen ein Flächenschwund von knapp 60 % zu konstatieren! Aus dem Zusammenhang zwischen Rainbreite und Artenzahl geht die deutliche Abnahme an Pflanzenarten bei zunehmender Unterschreitung der für den betreffenden Naturraum maßgeblichen Mindestrainbreite hervor (u. a. LINK & HARRACH 1998).



Abb. 5: Mit Festmist und Ernterückständen fast vollständig überdeckter Ackerrain

Durch das Aufreißen der Vegetationsdecke beim Einsatz von Bodenbearbeitungsgeräten auf benachbarten Nutzflächen, zum Beispiel beim Pflügen, und infolge Überfahung von Gras- und Krautrainen mit Traktoren oder Erntemaschinen wird die Tier- und Pflanzenwelt dieses Biotops nachhaltig beeinträchtigt. Weiterhin kommt es bei einer Überdeckung von Gras- und Krautrainen mit Schutt, Bodenmaterial oder Lesesteinen zu einer weitgehenden Vernichtung der bisherigen Flora und Fauna, was zu einer sehr empfindlichen Störung des ökologischen Gleichgewichts der betreffenden Rainstandorte führt.

Beschädigung, Überdeckung oder Umbruch von Gras- und Krautrainen entlang von Wegen stellt nur eine Möglichkeit der zunehmenden und schließlich vollständigen Vernichtung dieses Lebensraums dar. Durch Parzellenvergrößerung, zum Beispiel im Rahmen einer Flurneuordnungsmaßnahme, können Raine einerseits in ihrer ökologischen Funktion beeinträchtigt (u. a. Verschmälerung) oder durch Einebnung beseitigt werden (EWALD 1978). Somit weichen aus Ackerterrassen, Stufenrainen und Grenz-

säumen aufgebaute, reichhaltig strukturierte Agrarökosysteme monokulturellen Nutzungsformen. Andererseits besteht neben der Versetzung oder Neuanlage von Rainen auch die Möglichkeit der Erhaltung von gewachsenen Rainstrukturen durch Anpassung der Grundstücksgrenzen und Bewirtschaftungsrichtungen an die bestehenden Feldraine (AUWECK & MAGEL 1983).

Neben den für die Gras- und Krautraine genannten Gefährdungsfaktoren wird der Lebensraum **Wirtschafts- oder Feldweg** im wesentlichen durch den Ausbaugrad bedroht. So ist sowohl die Anzahl an Tieren als auch die Anzahl vorkommender Tierarten bei geschotterten oder mit Asphalt versiegelten Wirtschaftswegen im Vergleich zu Graswegen stark herabgesetzt (MADER et al. 1988).

Die Untersuchung von GENGENBACH & GENGENBACH (1990) erbrachte auch für Graswege einen erheblichen Flächenverlust. In der Gemarkung Berstadt sind zum Beispiel gut 20 % und in Nieder-Weisel über 25 % der Graswegfläche unter den Pflug genommen worden. Dies fällt um so mehr ins Gewicht, wenn man bedenkt, daß der überwiegende Teil der vorhandenen Strukturelemente in dieser intensiv genutzten Landschaft aus Wegrainen und Feld- beziehungsweise Graswegen aufgebaut wird. Der Rückbau von Wirtschaftswegen, zum Beispiel im Zuge von Flurneuerungsverfahren, bedeutet gleichzeitig einen Wegfall an Wegrainen.

Besonders augenfällig wird der Verlust an Wirtschafts- beziehungsweise Feldwegen am Beispiel der Hohlwege, die neben ihrer ökologischen Wertigkeit auch eine in starkem Maße kulturhistorische Bedeutung aufweisen (FISCHER 1982a u. LINK 1993). Hohlwege sind neben Degradierung – mangelnde Pflege, sukzessiver Abbruch der Hangkanten – vor allem durch Auffüllung bedroht. Die vollständige Zerstörung dieses Lebensraums erfolgte meist im Zuge der Verlegung des Wegenetzes im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen. Jedoch wurde auch nicht davor zurückgeschreckt, die Hohlwege mit Bauschutt oder Hausmüll zu verfüllen. AUWECK & MAGEL (1983) zeigen Möglichkeiten auf, Hohlwege auch dann zu erhalten, wenn ein Flurneuerungsverfahren anberaumt ist. Flurbereinigungsverfahren sollten nicht mehr ausschließlich betriebswirtschaftlichen und arbeitstechnischen Maßgaben folgen, sondern das ökologische Gefüge der Kulturlandschaft erhalten und fördern beziehungsweise entwickeln.

Schließlich ist noch die Gefährdung vor allem alter Graswege durch zunehmende Trittbelastung zu nennen. In der Gemarkung Königsberg steigt zum Beispiel die Anzahl an Pferden zunehmend an. Dies hat neben der Zerstörung der Grasnarbe zumeist zu dicht besetzter Weiden auch zur Folge, daß sehr artenreiche, über lange Zeiträume gewachsene Feldwege durch Pferdehufe regelrecht aufgerissen werden.

**Weidezäune** sind vor allem durch die Auflösung der Weideumzäunung bedroht. Während der vorliegenden Untersuchung war stets festzustellen, daß kein direkter Nährstoffeintrag auf die Flächen unterhalb der Weidezäune erfolgte (Kotverhalten der Weidetiere). Vor allem deshalb können sich hier im Gegensatz zu den Weideflächen vermehrt Magerkeitszeiger halten. Nach Wegnahme des Weidezauns ist – je nach Folgenutzung – damit zu rechnen, daß die hier vorkommenden artenreichen Pflanzenbestände in artenarme Fragmente zerfallen.

### 3 UNTERSUCHUNGSRAUM UND UNTERSUCHUNGSGEBIETE

#### 3.1 Auswahlkriterien der Untersuchungsgebiete

Die für die vorliegende Studie herangezogenen Untersuchungsgebiete im mittleren Hessen wurden primär nach differierenden Standortverhältnissen ausgewählt. Dies betraf vor allem die geologischen und pedologischen Gegebenheiten. Klimatische Schwankungen sind im Untersuchungsraum zwar vorhanden, fallen jedoch mit Ausnahme des Untersuchungsgebiets Königsberg (Übers. 3) nur in geringem Umfang ins Gewicht.

Die verschiedenen Teilräume sollten eine möglichst große Spannweite bezüglich ihrer Nutzungsstruktur aufweisen. So war es wichtig, einerseits Gebiete mit möglichst hohem Anteil an Acker- beziehungsweise Grünlandflächen sowie andererseits Landschaftsausschnitte mit gemischten Anbauverhältnissen in die Betrachtung einzubeziehen. Agrarisch intensiver geprägte Untersuchungsgebiete konnten so mehr extensiv bewirtschafteten gegenübergestellt werden. Neben kleinräumig wechselndem Ausgangsgestein (Abb. 10) lag es aus nutzungsstrukturellen Gründen nahe, das Untersuchungsgebiet Königsberg in fünf Teiluntersuchungsgebiete zu gliedern (Abb. 9), um die differierenden Nutzungsintensitäten in den verschiedenen Kleinräumen näher herauszuarbeiten.

Hierdurch wurde eine möglichst große Amplitude der auf die linearen gras- und krautdominierten Biotope einwirkenden Faktoren gewährleistet. Aufgrund der vielgestaltigen Standortbedingungen war davon auszugehen, daß eine repräsentative Erfassung und Beschreibung von Flora und Vegetation der untersuchten Gras- und Krautraine, Wegmitten und Weidezäune erfolgen konnte. Dies war wichtig, um eine möglichst feine Differenzierung und Analyse der Vegetationseinheiten linienförmiger gras- und krautdominierter Strukturen auf verschiedenen Auswertungsebenen sicherzustellen.

Da neben der Erfassung der Indikatoren für die Beurteilung der aktuellen und potentiellen Wertigkeit der Untersuchungsflächen im Zeitraum von 1996 bis 1999 auch die zeitliche Dynamik der Flora und Vegetation auf einer begrenzten Anzahl von Probeflächen näher betrachtet werden sollte, war es notwendig, auch Gras- und Krautraine einer früheren Studie in die Untersuchung zu integrieren (LINK 1994, 1996a u. 1996b). Dies sind neben dem Untersuchungsgebiet Königsberg die Landschaftsausschnitte Oberwalgern/Holzhausen und Staufenberg (Abb. 7).

Die Untersuchungsgebiete Sicherheitshausen/Hassenhausen, Waldgirmes und Leihgestern sind in Abbildung 7 dargestellt, um die räumliche Herkunft floristischer und vegetationskundlicher Daten nach LINK (1994 u. 1996b) zu dokumentieren. Auf eine nähere Beschreibung dieser Landschaftsausschnitte wird im folgenden verzichtet und auf LINK (ebd.) verwiesen.

Die Auswahl möglichst vielfältiger Untersuchungsgebiete schien auch unter der Maßgabe einer weiterführenden Verarbeitung der zu erfassenden und zu analysierenden Daten im Rahmen einer naturschutzfachlichen Bewertung gras- und krautdominierter

linienförmiger Kleinstrukturen angebracht. Die Erstellung eines Bewertungssystems stellt jedoch einen über den vorliegenden Forschungsansatz hinausgehenden Schritt dar und wird gleichsam als Ausblick in Abschnitt 8 behandelt.

Schließlich wurden die Untersuchungsgebiete so gewählt, daß ein Vergleich zu anderen, ähnlich gelagerten Studien möglich ist. Auf diese Weise kann ein zentraler Ansatz der Arbeit – die Übertragbarkeit der vorliegenden Daten auf andere Naturräume – überprüft werden.

### 3.2 Charakterisierung des Untersuchungsraums

Der Untersuchungsraum liegt im mittleren Hessen. Geologisch ist das Gebiet dreigeteilt: Westlich der Linie Marburg – Giessen erstreckt sich das Lahn-Dill-Bergland, welches dem Rheinischen Schiefergebirge angehört. Zwischen Rheinischem Schiefergebirge und dem sich östlich ausdehnenden Basaltgebiet des Vogelsbergs verläuft von Norden nach Süden die Hessische Senke (Abb. 6).

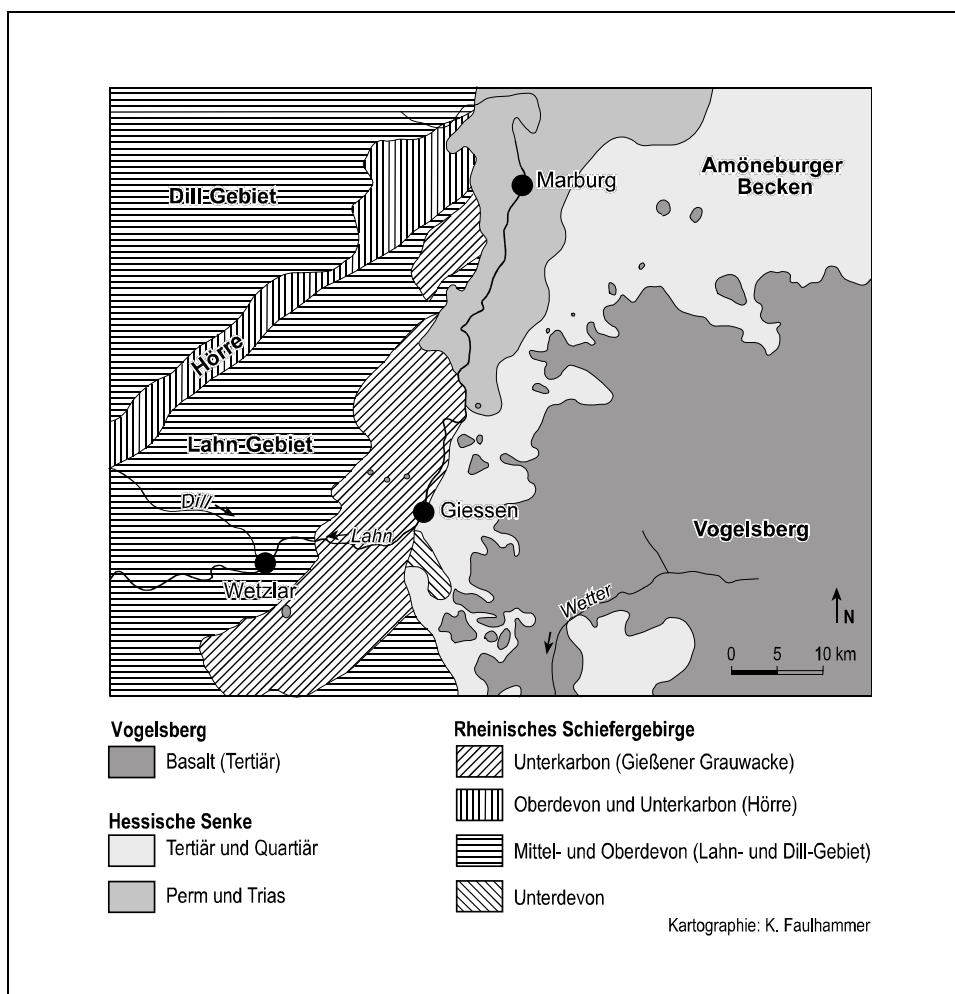


Abb. 6: Geologische Übersicht des Untersuchungsraums (nach WEYL 1980, verändert)

Das Lahn-Dill-Gebiet ist nach HENNINGSEN & KATZUNG (1992) aus oberdevonischen und unterkarbonischen Gesteinen über Mittel- und Unterdevon aufgebaut. An Sedimentgesteinen sind hier vor allem Schiefer, Quarzite, Kalksteine und Sandsteine, an magmatischen Gesteinen Diabase und Diabastuffe zu finden (WEYL 1980).

Die in Nord-Süd-Richtung verlaufende Hessische Senke trennt als beachtliche morphologische Einmuldung das westlich gelegene Rheinische Schiefergebirge von dem sich im Osten des Untersuchungsraums erstreckenden Basaltgebiet des Vogelsbergs. Nach WEYL (1980) beginnt die Geschichte des im Mesozoikum und Tertiär geprägten Gebiets im Perm. Dieser Senkungsbereich ist vor allem mit klastischen Sedimenten gefüllt. Als charakteristische Gesteine sind Schotter und Konglomerate, Sande, Tone und Sandsteine zu nennen. Im Gegensatz zum Rheinischen Schiefergebirge unterlagen die Gesteine der Hessischen Senke keiner Auffaltung oder Verschieferung.

Im Tertiär wurde der Hessischen Senke durch Vulkanismus der Vogelsberg als morphologische und geologische Einheit aufgesetzt. Der Vogelsberg zählt zu den größten zusammenhängenden Vulkangebieten des europäischen Festlands und wird aus Basalten und Basalttuffen aufgebaut. Der Vogelsberg ist nicht als monolithische Einheit zu betrachten, sondern setzt sich aus einer Vielzahl von Einzelvulkanen zusammen. Für die heutige morphologische Höhenlage des Vogelsbergs sind bis in das Quartär hinein andauernde, schrittweise erfolgte Hebungsphasen verantwortlich, die im jüngeren Tertiär begannen (HENNINGSEN & KATZUNG 1992 sowie WEYL 1980). Die heute anzutreffende Oberflächengestalt des Vogelsbergs ist jedoch nicht zuletzt auf tiefreichende Verwitterungs-, Bodenbildungs- und Abtragungsprozesse zurückzuführen (SCHÖNHALS 1973 u. UHLIG 1970).

Die in Abbildung 6 dargestellte geologische Struktur spiegelt sich auch in der naturräumlichen Gliederung des Untersuchungsraums wider (Abb. 7). Abweichend von der unter anderem bei KLAUSING (1988) vertretenen Ansicht, ist der zwischen Lahn und Dill gelegene Naturraum südöstlich des Rothargebirges (Hochsauerland) in seiner Gesamtheit nicht als Gladenbacher Bergland sondern als Lahn-Dill-Bergland zu bezeichnen (SCHÖNHALS 1973, SCHULZE 1982 u. UHLIG 1970).

Das ‚Gladenbacher Bergland‘ wird bereits von HARTNACK (1957)<sup>11)</sup> – übernommen und überarbeitet von SANDNER (1960) und KLAUSING (1988) – in das westlich und südlich gelegene Lahn-Dill-Bergland und das östlich anschließende Gladenbacher Hügelland mit den entsprechenden Teileinheiten untergliedert. Im Norden kommt schließlich noch das Obere Lahntal als weitere Untereinheit hinzu. SCHMITHÜSEN (1949, S. 10) führt bezüglich der Grundsätze für die Untersuchung und Darstellung der naturräumlichen Gliederung von Deutschland an, daß die naturräumliche Gliederung der räumlichen Differenzierung und Anordnung der Standortqualität – also der abiotischen Raumausstattung in ihrer Bedeutung als Standort für die Phyto- und Zoocoenosen – zu folgen hat: „Die naturräumlichen Einheiten sind demnach physisch-geographische Räume“.

<sup>11)</sup> Auch HARTNACK (1957, S. 454) hat bereits die Benennung des Naturraums als Gladenbacher Bergland angezweifelt; er schreibt: „Name und Begrenzung scheinen nicht sehr glücklich. Unzweckmäßig in der Namengebung erscheint mir sowohl die Ausdehnung des Begriffs Westerwald über den herkömmlichen Umfang hinaus als auch die Bezeichnung Gladenbacher Bergland über den engeren Umkreis von Gladenbach hinaus. Denn der Nordwesten dieses von den Geologen schon seit langem als „Lahn-Dill-Gebiet“ bezeichneten Raumes hat mit dem Gladenbacher Gebiet wenig zu tun.“



Nach Auffassung des Verfassers sollte die Benennung des Gesamttraums der vorliegenden naturräumlichen Haupteinheit in Anlehnung an die geologischen Einheiten Dill-Gebiet und Lahn-Gebiet (Abb. 6) erfolgen. Dies erscheint folgerichtig, da hierdurch die physisch-geographische Ausstattung in ihrer Gänze treffender beschrieben wird. Einer weiteren Untergliederung in ein Lahn-Dill-Bergland im engeren Sinne und ein Gladenbacher Hügelland steht nichts entgegen.

HARRACH (1998) faßt das Lahn-Dill-Bergland darüber hinausgehend räumlich betrachtet weiter, indem er das Obere Dilltal mit Dietzhölzetal und die Struth noch in diese naturräumliche Haupteinheit integriert. Dies ist sowohl aus geologischer als auch aus kulturhistorischer Sicht (Eisenerzbergbau) nachvollziehbar, soll aber hier nicht berücksichtigt werden.

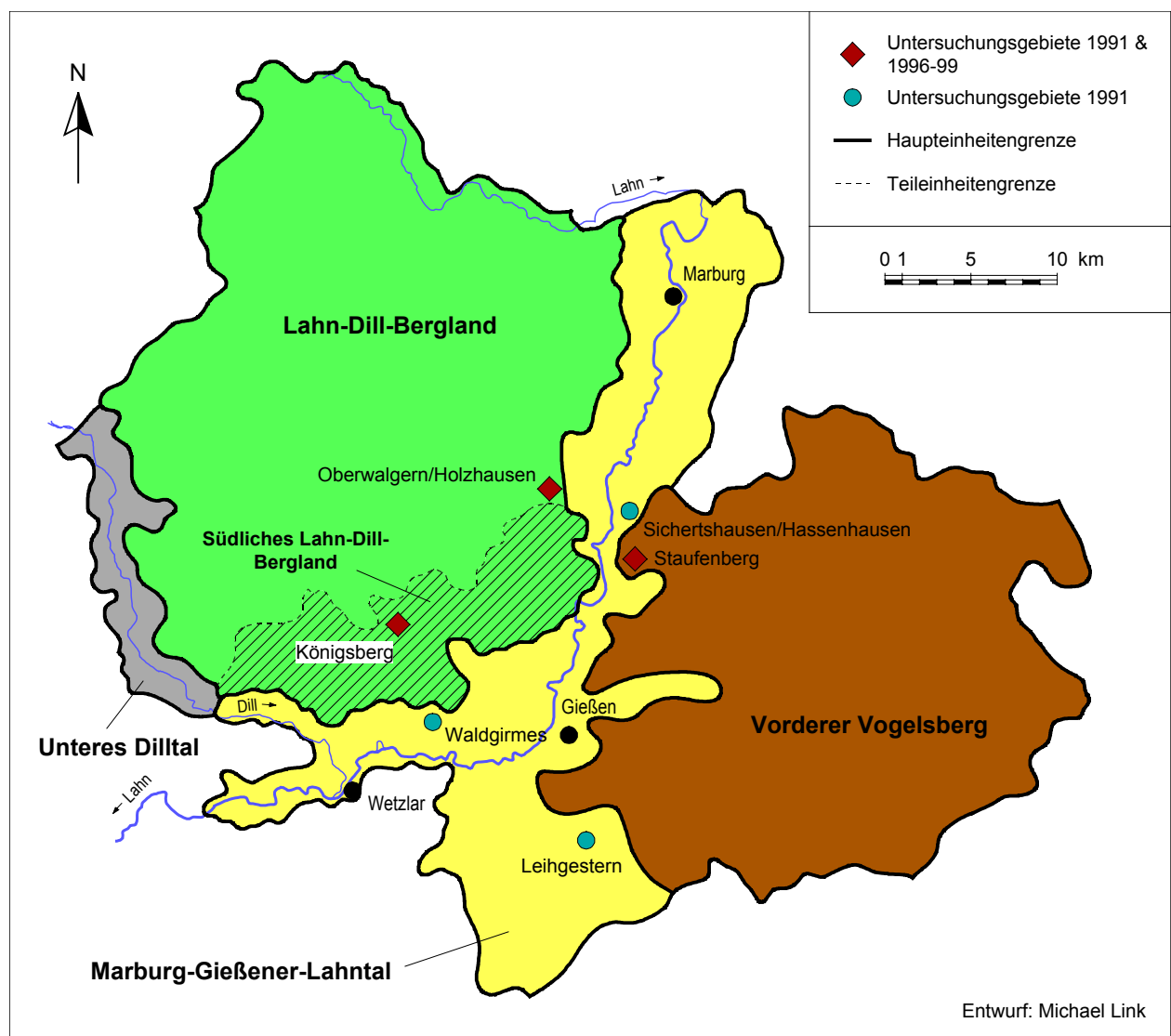


Abb. 7: Lage der Untersuchungsgebiete und die Naturraumgliederung im mittleren Hessen

Für eine den Naturschutz betreffende Datenerhebung, Analyse und Bewertung eines größeren Raumes ist streng genommen eine über die naturräumlichen Grenzen hinausgehende Betrachtung anzustreben. Der von SCHMITHÜSEN (1963 u. 1976) aufge-

griffene und weiterentwickelte Begriff des Landschaftsraumes<sup>12)</sup> ermöglicht, eine Landschaft nach ihrer Gesamtcharakteristik – über den physisch-geographisch definierten Naturraum hinausgehend unter Einbeziehung des Einflusses des Menschen auf die Entwicklung der Kulturlandschaft – zu beurteilen. So schließt NOWAK (1988) bei seiner Betrachtung der Bedeutung der extensiven Landwirtschaft im Lahn-Dill-Bergland für den Naturschutz das ‚Gladenbacher Bergland‘, das Dilltal und den Dillwesterwald zu einem Landschaftsraum zusammen. Für weitergehende raumbezogene Untersuchungen auch zur ökologischen Bedeutung linienförmiger Biotope ist der Ansatz des Landschaftsraums in Zukunft intensiver in Forschungsansätze einzubeziehen.

Abbildung 7 zeigt, in welchem Naturraum die einzelnen Untersuchungsgebiete liegen. Da ein Großteil der Untersuchungen in der Gemarkung Königsberg stattfanden, wurde die naturräumliche Teileinheit Südliches Lahn-Dill-Bergland schraffiert hervorgehoben. Bei der Benennung dieser Teileinheit folgt der Verfasser HARRACH (1998) und SCHULZE (1982).

Der Untersuchungsraum ist klimatisch in den Klimabezirk Lahntal einzuordnen (DEUTSCHER WETTERDIENST IN DER US-ZONE 1950). Eine weitere Untergliederung kann anhand der in Übersicht 3 aufgeführten Klimadaten erfolgen. Der nördliche Teil des Untersuchungsraums mit den Untersuchungsgebieten Oberwalgern/Holzhausen, Sichertshausen/Hassenhausen und Staufenberg kann klimatisch mittels Daten der Wetterstation Marburg/Lahn näher beschrieben werden. Im Süden des Untersuchungsraums (Untersuchungsgebiete Waldgirmes u. Leihgestern) sind die Wetterdaten der Station Gießen (Liebigshöhe) für die Klimacharakterisierung maßgeblich (für den nördlichen und südlichen Teiluntersuchungsraum siehe die Klimadiagramme in Abb. 8). Das Klima des nordwestlichen Untersuchungsraums (Untersuchungsgebiet Königsberg) wird im wesentlichen durch Daten der Agrarstrukturellen Vorplanung Erda erfaßt (PROTHMANN 1971).

Nach den von KNAPP (1967) beschriebenen klimatisch bedingten Wuchs-Zonen der Vegetation in Hessen sind die Höhenlagen des nordwestlichen Untersuchungsraums (Untersuchungsgebiet Königsberg) der Oberen Buchen-Mischwald-Zone zuzuordnen. Gekennzeichnet wird diese Zone durch recht rauhes und stark humides Klima, was auch anhand der Wetterdaten für den betreffenden Teil des Untersuchungsraums deutlich wird. Als Folge der kühleren Witterung nimmt die Bedeutung des Ackerbaus mit zunehmender Höhenlage ab. Dies führt zu einer Ausdehnung der Dauergrünlandflächen – vor allem der Wiesen. Auch treten vermehrt Pflanzenarten kühlerer Regionen auf. Kennzeichnend für das Grünland der Oberen Buchen-Mischwald-Zone ist zum Beispiel das ausgedehnte Vorkommen von *Anemone nemorosa* und *Phyteuma nigrum*, wobei diese Arten in Tieflagen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Laub- und Laubmischwäldern haben.

---

<sup>12)</sup> Nach SCHMITHÜSEN (1963, S. 11) hat der Begriff Landschaftsraum unter gleichberechtigter Betrachtung der anthropogenen und physischen Kriterien einen Totalcharakter: „Es bedeutet, daß die methodische Grundlage für das Erkennen der einzelnen Landschaften und damit auch für die Gewinnung der Landschaftsräume die Totalbetrachtung ist, das heißt die vergleichende Betrachtung der geosphärischen Gesamtwirklichkeit.“

Die gesamte übrige Fläche des Untersuchungsraums liegt im Bereich der Unteren Buchen-Mischwald-Zone. Charakteristisch für dieses auch als Buchen-Eichen-Hainbuchen-Mischwald-Zone bezeichnete Gebiet ist eine recht günstige Wärmeversorgung. Hieraus resultiert die noch weite Verbreitung relativ wärmeliebender Pflanzenarten (z. B. *Geranium pratense* u. *Senecio aquaticus*).

Übers. 3: Klimatische Charakterisierung des Untersuchungsraums

Klimadaten des Untersuchungsraums	Norden Marburg <sup>1)</sup>	Nordwesten Königsberg <sup>2)</sup>	Süden Gießen <sup>1)</sup>
1. Höhe über NN (m)	195 <sup>1)</sup>	244-410	186 <sup>1)</sup>
2. Jahresdurchschnittstemperatur (°C)	8,9 <sup>3)</sup>	7,7	9,1 <sup>3)</sup>
3. Dauer der Vegetationsperiode (d)	241 <sup>4)</sup>	215	243 <sup>4)</sup>
4. Wärmesummenstufe <sup>5)</sup>	6-7	6	7-8
5. Niederschlagssumme/Jahr (mm)	755 <sup>3)</sup>	700	653 <sup>3)</sup>
6. Niederschlagssumme/Sommer (mm) (April bis September)	382 <sup>3)</sup>	346 <sup>6)</sup>	343 <sup>3)</sup>
7. Verdunstung/Jahr (mm) <sup>6)</sup>	420	399	454
8. Regenfaktor <sup>7)</sup>	84,8	90,9	71,8
9. Mittlerer Trockenheitsindex/Jahr	41,5 <sup>8)</sup>	40,5	33,1 <sup>8)</sup>

- 1) Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes
- 2) Daten, mit Ausnahme der gesondert gekennzeichneten, der Agrarstrukturellen Vorplanung Erda (PROTHMANN 1971), Gemarkung Königsberg, entnommen
- 3) DEUTSCHER WETTERDIENST (1963-1992)
- 4) DEUTSCHER WETTERDIENST (1981)
- 5) ELLENBERG & ELLENBERG (1974)
- 6) HAUSCHULTZ (1959)
- 7) Regenfaktor = Niederschlagssumme pro Jahr / Jahresdurchschnittstemperatur
- 8) Berechnung nach HÖLTING (1989, S. 17)

Der Trockenheitsindex ist eine Maßzahl zur gemeinsamen Beschreibung der Niederschlags- und Temperaturverhältnisse. Je niedriger diese Kennziffer, um so trockener ist das Klima. Die im Untersuchungsraum vorliegenden Indizes zwischen 41,5 für Marburg und 33,1 für Gießen sind für Hessen nach HÖLTING (1989) als mittel bis niedrig einzustufen.

### 3.3 Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Im Anschluß an die Beschreibung des Untersuchungsraums werden im folgenden die einzelnen Untersuchungsgebiete näher betrachtet. Übersicht 4 stellt vergleichend Höhenlage, Geologie, Böden, potentielle natürliche Vegetation, Naturraum und Bodennutzung der Untersuchungsgebiete Königsberg, Oberwalgern/Holzhausen und Staufenberg dar (in Abb. 7 mit roten Quadraten gekennzeichnet).

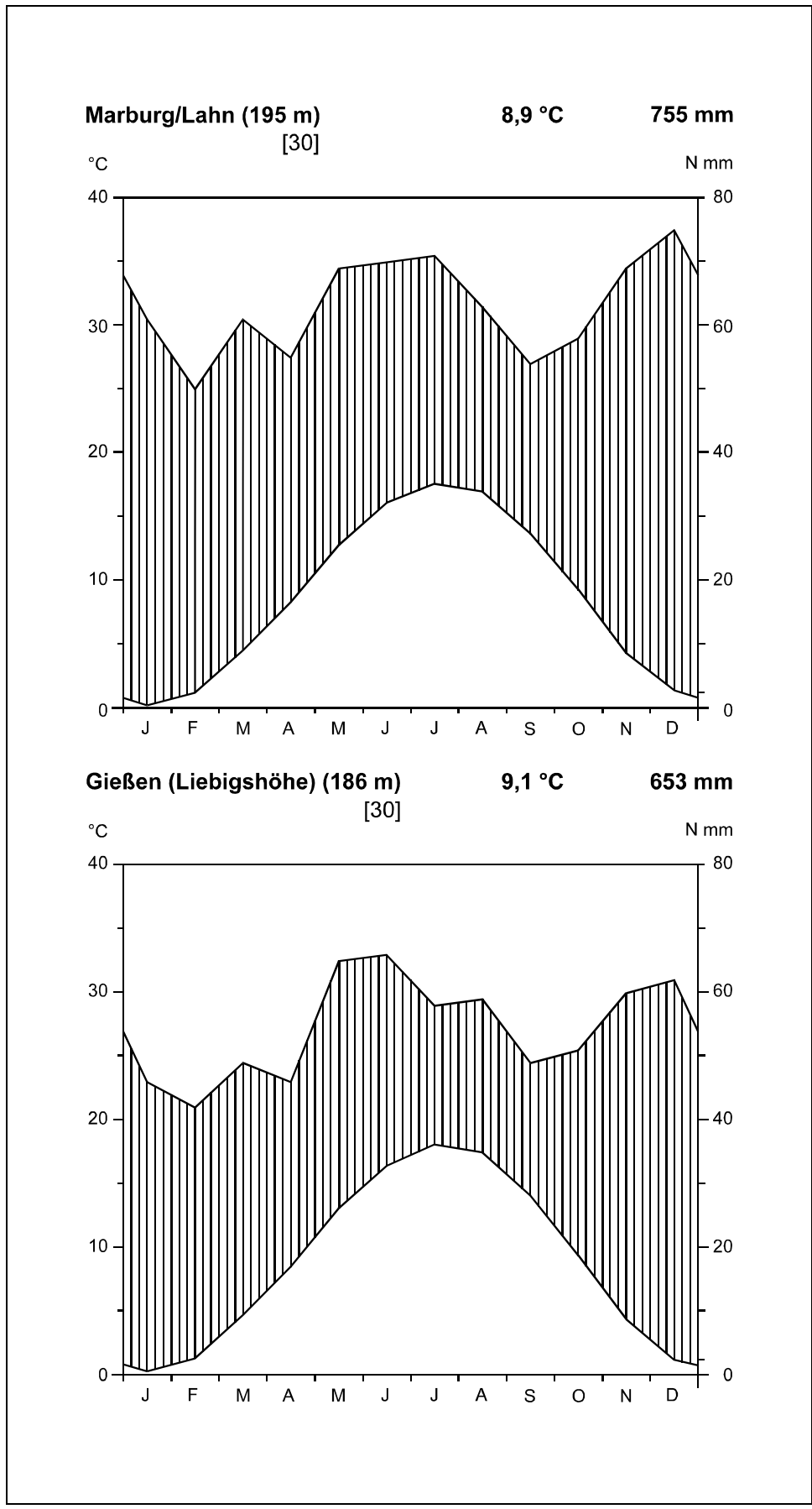


Abb. 8: Klimadiagramme der monatlichen Niederschlagssummen (°C) und der durchschnittlichen Monatstemperaturen (N mm) im langjährigen Mittel (1961-1990) für die Wetterstationen Marburg/Lahn und Gießen (Liebigshöhe)

Übers. 4: Daten zur Charakterisierung der Untersuchungsgebiete Königsberg, Oberwalgern/Holzhausen und Staufenberg

	Königsberg	Oberwalgern/Holzhausen	Staufenberg
1. Höhe über NN (m)	244-410 <sup>4)</sup>	180-270 <sup>1)</sup>	205-260 <sup>1)</sup>
2. Geologie <sup>2)</sup>	Talfüllungen, Diabas, Tonschiefer, Kieselschiefer, Roter und Grauer Schiefer, Massiger Kalk, Massenkalk, Schalstein	Talfüllungen, Lößlehm, Oberer Zechstein, Grauwacken, Grauwacken- schiefer	Talfüllungen, Löß, Lößlehm, Mittlerer und Unterer Buntsandstein, Oberer Zechstein
3. Böden	Ranker, flach- und tiefgründige Braunerden, Parabraunerden, Pseudogley-Braunerden, Pseudogleye, Auengleye <sup>4)</sup>	Ranker, Braunerde-Ranker, Braunerden, Parabraunerden, Kolluvisole, Gley-Kolluvisole <sup>3)</sup>	Braunerden, Pseudogley- Braunerden, Parabraunerden, Gley-Kolluvisole <sup>3)</sup>
4. Potentielle natürliche Vegetation <sup>5)</sup>	Perlgras- Buchenwald, Hainsimsen- Buchenwald	Hainsimsen- Buchenwald	Hainsimsen- Buchenwald
5. Naturraum <sup>6)</sup>	Südliches Lahn-Dill- Bergland	Westen: Salzbödetal Osten: Marburger Lahntalsenke	Lumda- Plateau
6. Bodennutzung im Gemeindegebiet <sup>7)</sup>	Biebertal	Fronhausen	Staufenberg
Gesamtfläche (ha)	4392	2788	2811
a. Waldflächen (ha)	1949	863	1043
b. Landwirtschaftlich genutzte Flächen (LF) (ha)	1070	1688	890
ba. Dauergrünland (ha / % LF)	477 45	484 29	273 31
bb. Ackerland (ha / % LF)	592 55	1203 71	614 69
c. Brachflächen (ha)	115	74	118

1) TK 25: Blätter 5217, 5218, 5317, 5318

5) KLAUSING & WEISS (1986)

2) GK 25: Blätter 5217, 5218, 5317, 5318

6) KLAUSING (1988) und SCHULZE (1982)

3) in Anlehnung an GK 25: Blätter 5217, 5218, 5318

7) HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT (1999)

4) PROTHMANN (1971) u. HARRACH (1971)

Im Gemeindegebiet Biebertal halten sich die Grünland- und Ackerflächen bei einem leichten Überhang der Ackernutzung ungefähr die Waage. In Fronhausen und Staufenberg überwiegt die Ackernutzung mit circa 70 % der nur auf knapp einem Drittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche erfolgenden Grünlandnutzung. Durch die unterschiedliche Agrarstruktur ist im Vergleich zu Biebertal eine höhere Nutzungsintensität für die Gemeindegebiete Fronhausen und Staufenberg zu erwarten.

Im Vergleich zu den Angaben des Statistischen Landesamts (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT 1992) für den Bezugszeitraum der bei LINK (1994) aufgezeigten Ergebnisse, hat sich die Bodennutzung in den Gemeindegebieten leicht bis mäßig verändert. In Biebertal ist für die Ackerflächen – bei nahezu gleichbleibendem Grünlandflächenanteil – ein geringfügiger Anstieg zu verzeichnen. Der Brachflächenanteil hat mit 52 ha eine starke Zunahme um fast 100 % erfahren.

Für die Gemeindegebiete Fronhausen und Staufenberg ist eine abweichende Tendenz bezüglich der Veränderung der Bodennutzung festzustellen. Hier stieg der Grünlandflächenanteil geringfügig an, die Acker- und Brachflächenanteile nahmen leicht ab.

Die in Übersicht 4 angeführten physisch-geographischen Gegebenheiten der Untersuchungsgebiete werden in den Abschnitten 3.3.1 bis 3.3.3 näher betrachtet.

Aus den im Anhang beigefügten Karten 2 bis 8 kann die Lage der Intensivprobestellen<sup>13)</sup> (typische und in Sukzession begriffene Gras- und Krautraine, Wegmitten und Weidezäune) in den Untersuchungsgebieten beziehungsweise Teilgebieten entnommen werden. Die Länge der linearen Kleinstrukturen wird maßstabsgetreu, die Breite in Klassen über verschiedene Linienbreiten und farbliche Abstufungen wiedergegeben. Diese Karten wurden auf der Grundlage von Orthophotos im Maßstab 1 : 10.000 hergestellt. In Tabelle I des Anhangs werden alle untersuchten gras- und krautdominierten linearen Biotope näher beschrieben.

Die Intensivprobestellen der einzelnen Untersuchungsgebiete sind nach einem einheitlichen Schema numeriert. Der Landschaftsausschnitt Königsberg hat die vorangestellte Kennziffer 1, Oberwalgern/Holzhausen 2 und Staufenberg 3. Das Untersuchungsgebiet Königsberg ist in fünf Teilgebiete gegliedert (Abb. 9). Für alle Teilgebiete im Bereich Königsberg gilt die Kennziffer 1. Sämtliche Teilgebiete des Untersuchungsgebiets Königsberg und die Landschaftsausschnitte Oberwalgern/Holzhausen sowie Staufenberg werden im Anschluß an die Kennziffer mit zwei Buchstaben benannt. Die Nummer der einzelnen Intensivstandorte wird differenziert nach Untersuchungs- beziehungsweise Teilgebieten – geordnet nach der zunehmenden Breite der linienförmigen Biotope – durch eine zweistellige Zahl abgeschlossen. So bedeutet zum Beispiel 1Gh03: linienförmige Struktur Nummer 3 im Teilgebiet Grünlandhang des Untersuchungsgebiets Königsberg.

Auf eine Charakterisierung der in Abbildung 7 durch blaue Punkte markierten Untersuchungsgebiete Sichertshausen/Hassenhausen, Waldgirmes und Leihgestern wird verzichtet. Eine Beschreibung der physisch-geographischen sowie agrarstrukturellen Gegebenheiten in diesen Landschaftsausschnitten ist LINK (1996b) zu entnehmen.

### 3.3.1 Untersuchungsgebiet Königsberg

Die Gemarkung Königsberg ist Teil der Gemeinde Biebertal (Landkreis Gießen) und liegt circa 12 km nordwestlich von Gießen. Die in Abbildung 9 mit grauer Linie gekenn-

<sup>13)</sup> Die im folgenden verwandten Begriffe ‚Intensivprobestelle‘ beziehungsweise ‚Intensivstandort‘ beziehen sich auf den Intensitätsgrad der Untersuchung und nicht der Nutzung. Wie noch in Abschnitt 4 genauer zu erläutern sein wird, werden insgesamt 91 Gras- und Krautraine, Feldwegmittelstreifen sowie lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen intensiv ökologisch betrachtet.

zeichnete Gemarkung Königsberg umfaßt eine Gesamtfläche von 1226 ha. Hiervon entfallen auf Ackerland 165 ha und auf Grünland 188 ha. Die Waldfläche – hauptsächlich Mischwald – umfaßt 739 ha. Die Verteilung der Nutzflächen mit einem leichten Überhang an Grünlandflächen und einem hohen Waldanteil darf für hessische Mittelgebirgsregionen als typisch und für das Lahn-Dill-Bergland als repräsentativ angesehen werden.

Durch den kleinräumigen Wechsel geologischer Ausgangssubstrate innerhalb der Gemarkung Königsberg (Abb. 10) bietet das Untersuchungsgebiet vielfältige Wuchsbedingungen (Basengehalt u. Gründigkeit der Böden, siehe auch Abb. 11). Dies spiegelt sich in einem großen Artenreichtum wider, was Ergebnisse einer floristischen Erhebung (1996 u. 1997) in den fünf Teilgebieten des Untersuchungsgebiets Königsberg belegen (LINK 1997). Eine Ergänzung dieser floristischen Aufnahme innerhalb der knapp 130 ha umfassenden Teilräume im Jahre 1998 erbrachte, daß hier weit über 500 Farn- und Gefäßpflanzensippen einen Lebensraum finden. Dies entspricht bei 1810 für Hessen belegten Farn- und Samenpflanzen (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1996) circa 30 % aller hessischen Sippen. Größere Teilflächen der Gemarkung Königsberg wurden in jüngerer Zeit vor allem auch im Bereich der Teilgebiete Grünlandhang und Königsberg Süd nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (SSYMANK et al. 1998) als FFH-Gebiete ausgewiesen. Grundlage hierfür bildeten im wesentlichen ökologisch hochwertige Lebensraumtypen wie zum Beispiel Trespen-Schwingel-Kalk-Trockenrasen und magere Flachlandmähwiesen. Als ein weiterer Grund für die sehr hohe Artendiversität ist die in der Gemarkung Königsberg – zum Beispiel im Vergleich zu den Untersuchungsgebieten Oberwallgern/Holzhausen und Staufenberg – noch relativ extensiv betriebene landwirtschaftliche Nutzung zu sehen. So werden die Grünlandflächen im Bereich des Massigen Kalks und des Massenkalks auch aufgrund der dort vorherrschend flachgründigen Böden teilweise noch traditionell – soll heißen ein- bis zweischürig mit ausschließlichem Einsatz von Festmist oder auch vereinzelt ohne jegliche Düngerzufuhr – bewirtschaftet.

Auch finden sich im Untersuchungsgebiet eine Vielzahl an linienförmigen Biotopen. Hier sind im wesentlichen Vernetzungselemente wie zum Beispiel Gras- und Krautraine, Obstbaumreihen und Hecken zu nennen, welche die Landschaft in ihre verschiedenen Lebensräume gliedern.

Das am höchsten gelegene Untersuchungsgebiet – die Gemarkung Königsberg liegt zwischen 244 und 410 m über NN – weist auf dem größten Teil der Fläche eine Wärmesummenstufe von 5 bis 6 (kühl bis ziemlich kühl) auf (ELLENBERG & ELLENBERG 1974), wodurch intensiver Ackerbau bereits klimatisch erschwert wird. Die Höhenlagen des Untersuchungsgebiets sind mit Wärmesummenstufen von 3 (rauh) bis 4 (ziemlich rauh) potentiell nur noch für großflächige Weidewirtschaft tauglich beziehungsweise befinden sich im Grenzklimabereich für rationellen Ackerbau. Diese Teilbereiche werden aktuell als Wald genutzt.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Naturraum Südliches Lahn-Dill-Bergland (SCHULZE 1982). Es handelt sich dabei um einen von Osten nach Westen verlaufenden und relativ dicht bewaldeten Höhenrücken. Die Walddecke wird nur von wenigen Ro-

dungsinseln durchbrochen. Über den Kamm des mehr als 21 km langen Rückens erhebt sich östlich von Königsberg der knapp 500 m hohe, aus Kieselschiefern aufgebaute Dünsberg.

Als potentielle natürliche Vegetation ist im Untersuchungsgebiet Königsberg überwiegend der Perlgras-Buchenwald (Melico-Fagetum) zu erwarten. Dieser Buchenwaldtyp stockt auf basen- beziehungsweise nährstoffreichen Böden, wobei die Krautschicht in erheblichem Maße aus Einblütigem Perlgras (*Melica uniflora*) und/oder Waldmeister (*Galium odoratum*) aufgebaut wird und je nach einfallendem Licht stärker oder schwächer ausgebildet ist (KLAUSING & WEISS 1986). Als weiterer, auf sauren und im allgemeinen nährstoffarmen Mittelgebirgsböden weitverbreiteter Waldtyp tritt im Bereich der Gemarkung Königsberg der Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) auf größerer Fläche auf. Charakteristisch für diesen Waldtyp sind bei teilweise fast fehlender Krautschicht Sauerhumuspflanzen wie die Weißliche Hainsimse (*Luzula luzuloides*), die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und unter beigemischter Eiche auch die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*).

Im folgenden werden die fünf Teilgebiete des Untersuchungsgebiets Königsberg (Abb. 9) von Norden nach Süden physisch-geographisch und nutzungsstrukturell charakterisiert. Mit Hilfe der Folie 1 in der Anlage zum Textband ist die Lage der einzelnen Teilgebiete auf den geologischen und bodenkundlichen Karten (Abb. 10 u. 11) zu ermitteln.

### Teilgebiet Schieferkaut

Das Teiluntersuchungsgebiet Schieferkaut liegt circa 1 km nordöstlich von Königsberg (Abb. 9) und umfaßt eine Fläche von knapp über 21 ha.

Auf der weitaus größten Fläche der Schieferkaut stehen Tonschiefer an (Abb. 10). Der dem Unterkarbon (Kulm) entstammende Tonschiefer ist zu den feinkörnig klastischen Sedimenten zu zählen (ROTHE 1994).<sup>14)</sup> Dem Tonschiefer liegt Tonstein zugrunde, welcher eine natürliche Kalk-Ton-Mischung von circa 0-5 % Kalk und 95-100 % Ton aufweist (HOHL 1985 u. ROTHE 1994). Im südlichen Bereich der Schieferkaut streichen Ton- und Alaun- sowie Kieselschieferschichten aus.

Wie in den übrigen periglazialen Gebieten, fanden auch im Lahn-Dill-Bergland bei bereits schwach ausgebildetem Relief (ab 2° Hangneigung) Solifluktionvorgänge statt (BREBURDA 1989). Diese in Mitteleuropa im Pleistozän und noch heute zum Beispiel in subnivalen und nivalen Hochgebirgsregionen auftretenden Bodenbildungsprozesse führen zur Herausbildung von Solifluktiondecken beziehungsweise Fließerden (KUNTZE et al. 1994 u. SEMMEL 1991), welche auch eine mehr oder weniger starke Beimengung von Lößlehm aufweisen können.

---

<sup>14)</sup> ROTHE (1994) weist auf die feine Bänderung von Tongesteinen hin, was auf einen Wechsel der Korngrößen oder des Materials zurückzuführen ist. So können neben den Schichtsilikaten auch zum Beispiel Kalklagen eingeschaltet sein. Hieraus läßt sich das eher unvorhergesehene Auftreten von basenzeigenden Pflanzenarten im Bereich des im Grunde genommen sauren Tonschiefers erklären. Nach NOWAK (2000) sind die Tonschiefer im Bereich des Untersuchungsgebiets als vorherrschend basenreicher einzuschätzen.



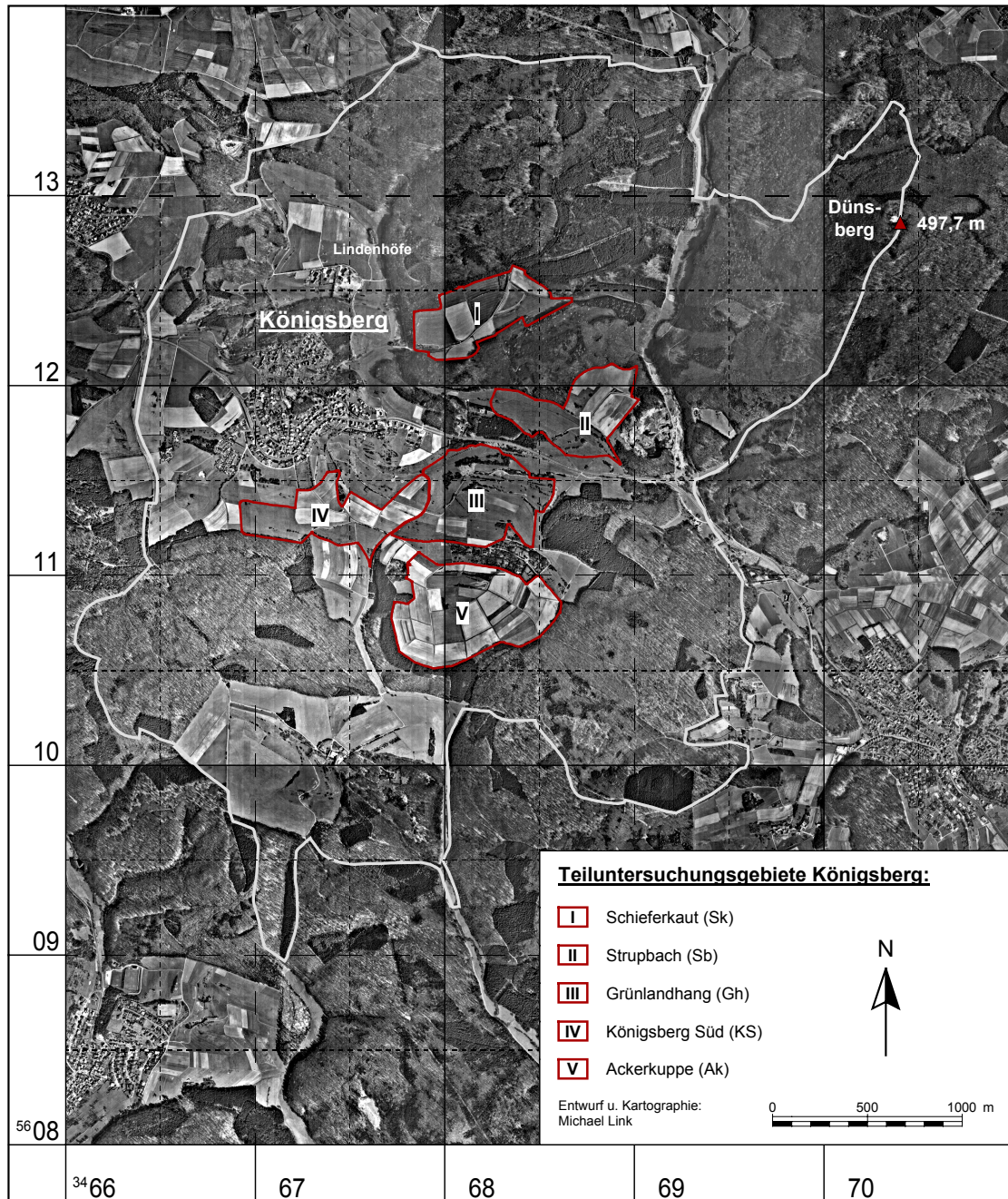


Abb. 9: Luftbild der Gemarkung Königsberg mit den Teiluntersuchungsgebieten Schieferkaut, Strupbach, Grünlandhang, Königsberg Süd und Ackerkuppe (Grundlage: Orthophotos im Maßstab 1 : 10.000)

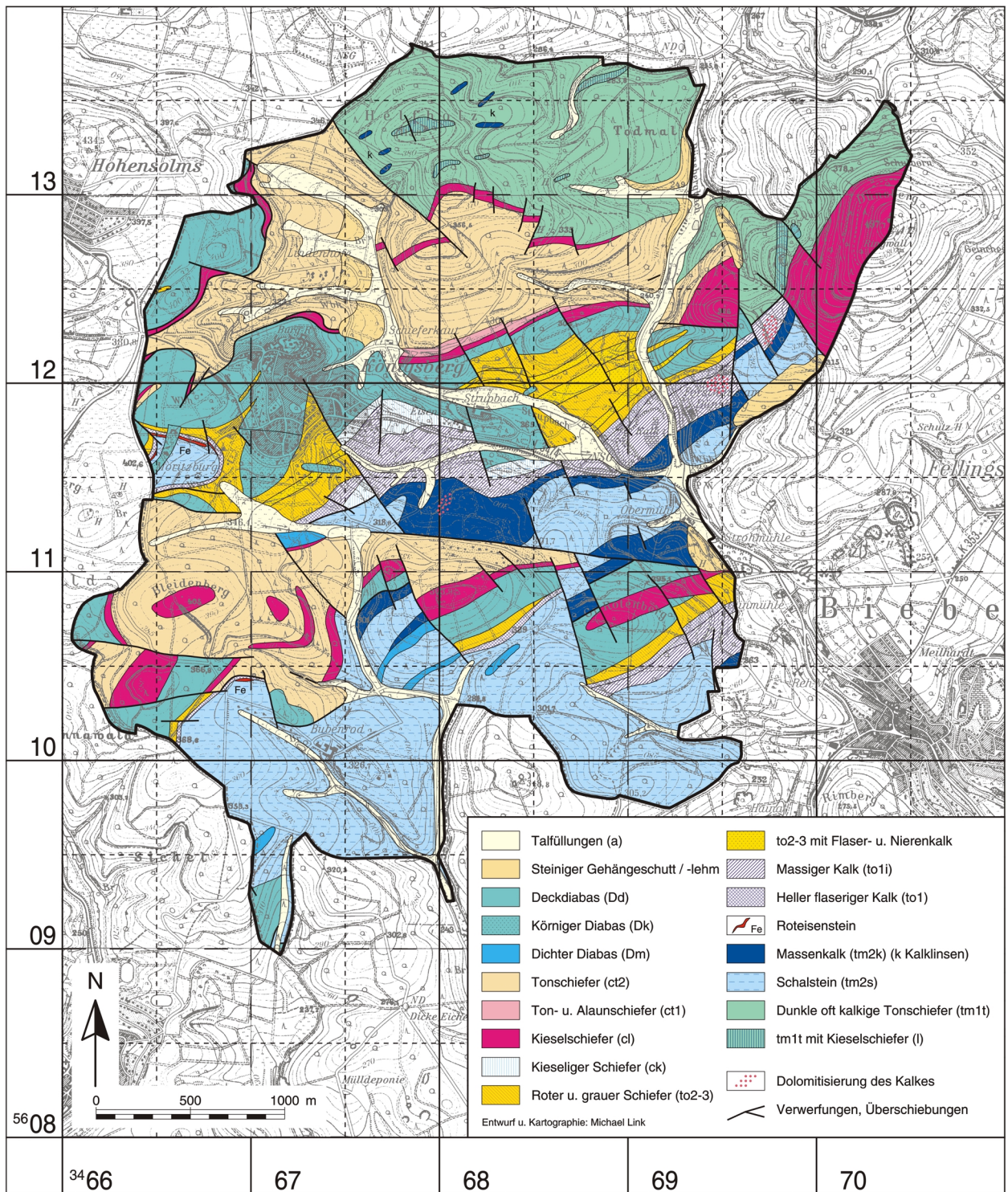


Abb. 10: Geologische Karte der Gemarkung Königsberg (Grundlage: Geologische Karte von Hessen 1 : 25.000, Blatt 5317 Rodheim-Bieber)

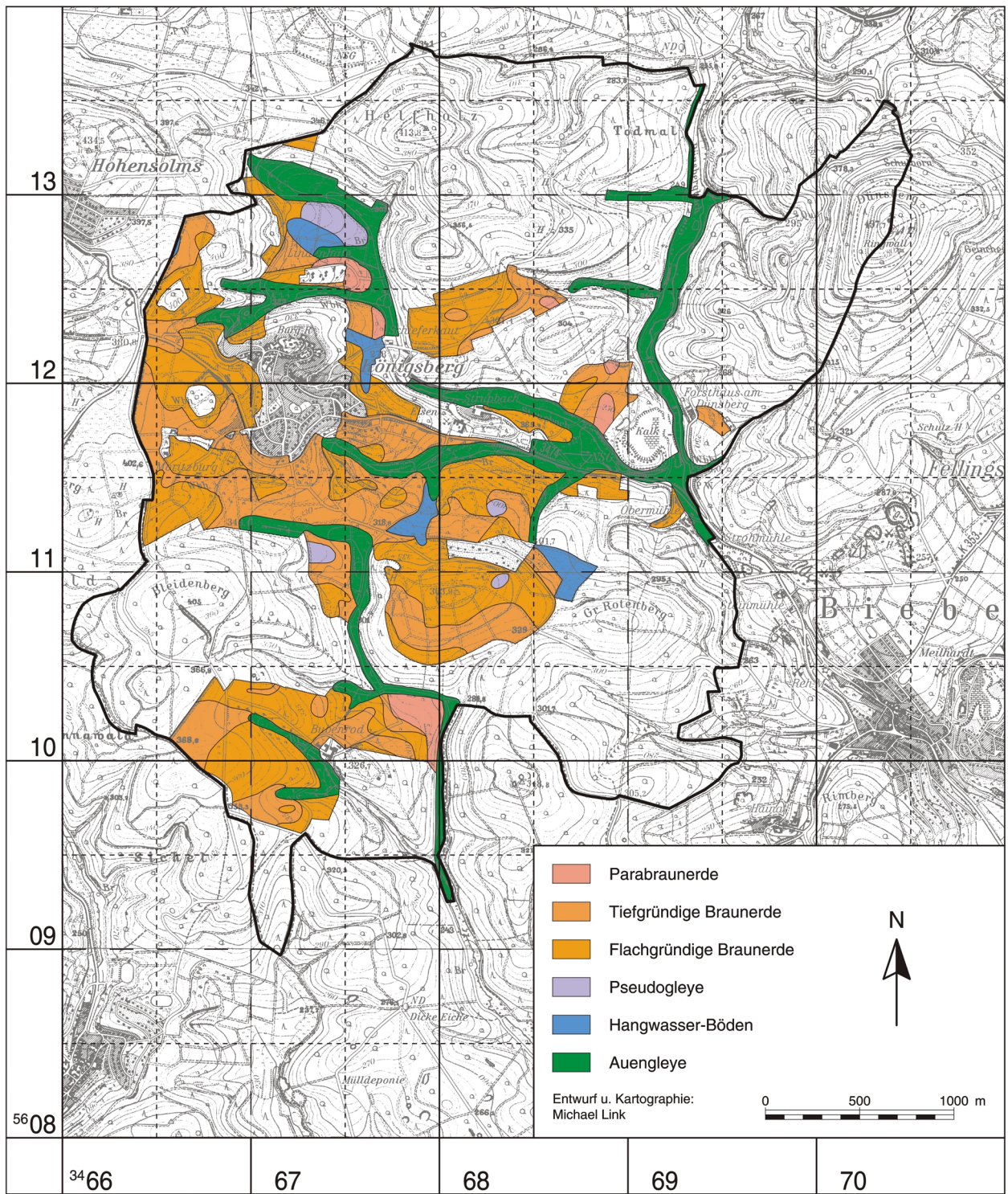


Abb. 11: Bodenkarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Gemarkung Königsberg (nach HARRACH 1971, verändert)

Aus den steinig-grusigen Fließerden über wenig verwittertem Tonschiefer haben sich im westlichen und mittleren Teil der Schieferkaut im wesentlichen flachgründige Braunerden entwickelt (Abb. 11). Hierbei handelt es sich meist um geringwertige Böden, die ackerbaulich nur eingeschränkt zu bewirtschaften sind oder als einschürige Wiesen dienen können (HARRACH 1971).

Im südlichen und östlichen Teil der Schieferkaut finden sich tiefgründige Braunerden und auf kleiner Fläche Parabraunerden. Die tiefgründigen Braunerden des Untersuchungsgebiets sind aus meist nur schwach steinig-grusigen lößlehmhaltigen Fließerden über unterschiedlich stark verwittertem Untergrundgestein hervorgegangen. Diese landwirtschaftlich wertvollen Böden können vielseitig genutzt werden (HARRACH ebd.). Insgesamt ist die Nutzungseignung des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut für Ackerbau nach der Standortkarte von Hessen, Blatt L 5316 Gladenbach, als mittel (A2) einzustufen.

Der weitaus größte Teil der Schieferkaut wird von flächig ausgebildeten Biotop- und Nutzungstypen – hier vor allem Acker- sowie Grünlandflächen – ausgefüllt (Karte 1 im Anhang). Die für die vorliegende Arbeit maßgeblichen gras- und krautdominierten linienförmigen Strukturen (hier Gras- und Krautraine u. Wirtschaftswege) nehmen nur unter 10 % der Fläche des Teiluntersuchungsgebiets ein.

Die floristische Kartierung der Schieferkaut erbrachte bis dato annähernd 340 Taxa. Nach SCHNEDLER (1997) finden auf der gesamten Fläche des Meßtischblatts Rodheim-Bieber – die Gemarkung Königsberg ist vollständig auf dieser Topographischen Karte abgebildet – 1116 Farn- und Samenpflanzen einen Lebensraum. Dies bedeutet, daß auf unter 1 % der Fläche des Meßtischblatts Rodheim-Bieber circa 30 % aller dort vorkommenden Taxa zu finden sind. Diese hohe Artendiversität überrascht zunächst, da die Ackerflächen relativ intensiv bewirtschaftet werden und auf Teilbereichen der Grünlandflächen intensive Beweidung stattfindet.

Viele, zumal bedrohte und im Rückgang begriffene Pflanzenarten, wie zum Beispiel *Filago arvensis* (Acker-Filzkraut, Abb. 12) oder *Veronica triphyllos* (Dreiteiliger Ehrenpreis), können sich noch immer auf den bis dato sehr artenreichen Gras- und Krautrainen sowie Wirtschaftswegen der Schieferkaut halten.

### Teilgebiet Strupbach

Das circa 1,5 km östlich von Königsberg gelegene Teiluntersuchungsgebiet Strupbach (Abb. 9) umfaßt eine Fläche von knapp 21 ha.

Der Bereich entlang des Strupbachs ist mit holozänen Talfüllungen (Kies, Sand, Lehm und Schutt) ausgefüllt (Abb. 10). An den südlich daran angrenzenden Hangflächen steht Deckdiabas (Unterkarbon) sowie roter und grauer Schiefer (Hemberg- u. Nehdener Stufe des Oberdevon) an. Dieser Teilbereich des Landschaftsausschnitts Strupbach wird ausschließlich als Grünland genutzt. Die Flächen nördlich des in Richtung Lindenhöfe führenden Schotterwegs unterliegen überwiegend der Ackernutzung. Hier stehen rote und graue Schiefer – teilweise mit Flaser- und Nierenkalk – an.



Abb. 12: *Filago arvensis* auf einem Stufenrain des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut im Juli 1999

In dem von holozänen Talfüllungen eingenommenen Bereich haben sich Auengleye, braune Auenböden und kolluviale Hangfußböden aus lehmig-schluffigen bis sandig-lehmigen Sedimenten entwickelt (HARRACH 1971, Abb. 11). Diese tiefgründigen Grünlandböden der Täler sind nach der Standortkarte von Hessen, Blatt L 5316 Gladenbach, gut (G1) für die Grünlandnutzung geeignet. Der südlich daran anschließende Hangbereich wird von flachgründigen Braunerden bedeckt, wobei die Nutzungseignung für Grünland nur noch mittel (G2) ausgeprägt ist.

Die Ackerflächen des nördlichen Teils des Strupbachtals sind aufgrund der dort vorkommenden tiefgründigen Braunerden und Parabraunerden gut (A1) für Ackerbau geeignet. Die tiefgründigen bis sehr tiefgründigen Parabraunerden aus Löß – örtlich Braunerden und kolluviale Böden – stellen bei landwirtschaftlich sehr vielseitiger Nutzbarkeit in der Gemarkung Königsberg die wertvollsten Böden dar (in Abb. 11 dunkelbraun gekennzeichnet).

Der westliche Teil des Strupbachtals wird mit Rindern beweidet (z. T. Mähweide). Diese Weiden sind im Bereich der tiefgründigen Auengleye als artenarm zu charakterisieren. Im südlichen, flachgründigeren Hangbereich treten vermehrt Magerkeit zeigende Pflan-

zenarten auf. Im Vergleich zu den Weideflächen weisen die linienförmigen Strukturen unterhalb der Weidezäune eine sehr hohe Artenvielfalt auf. Der südöstliche, einer Wiesennutzung unterliegende Bereich wird von Hecken und bachbegleitenden Gehölzen gegliedert. Auf den Ackerflächen des nördlichen Teils des Strupbachtals kommen mit *Anagallis foemina* (Blauer Gauchheil) und *Kickxia elatine* (Spießblättriges Tännelkraut) vereinzelt und kleinflächig in Randbereichen der Äcker noch seltenere Ackerunkräuter vor. Die Ackerflächen werden insgesamt jedoch zunehmend intensiv bewirtschaftet. Eine Besonderheit stellt die teilweise von Ackerflächen umgebene Wiese nördlich des in Richtung Lindenhöfe führenden Schotterwegs dar. Die im Rahmen des Hessischen Landschaftspflegeprogramms (HELP, HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2001) sehr extensiv genutzte Grünlandfläche weist mit über 100 Farn- und Samenpflanzen eine sehr hohe Artenvielfalt auf. Hier finden sich noch immer sehr seltene Pflanzenarten wie *Botrychium lunaria* (Mond-Rautenfarn) und *Orchis morio* (Kleines Knabenkraut).

### Teilgebiet Grünlandhang

Das Teiluntersuchungsgebiet Grünlandhang liegt circa 1,2 km südöstlich von Königberg (Abb. 9) und umfaßt eine Fläche von knapp 29 ha.

Im weitaus größten Teil des Grünlandhangs stehen mitteldevonische Massenkalke und massige Kalke des Oberen Devon (Iberger Kalk) an (Abb. 10). Kleinflächig sind im Westen und Norden des Teiluntersuchungsgebiets im wesentlichen entlang eines Grabens holozäne Talfüllungen, im Norden Deckdiabas und im Osten mitteldevonischer Schalstein zu finden. Dieser Landschaftsausschnitt wird also fast zur Gänze von basischen Gesteinen dominiert, was eine sehr hohe Artendiversität erwarten läßt.

Auf den Hangflächen im mittleren und nordöstlichen Bereich des Grünlandhangs (5-20° Inklination) sind vorwiegend flachgründige Braunerden zu finden (Abb. 11). Die Talbereiche im Westen und Norden des Teilgebiets werden von Auengleyen eingenommen. Im südwestlichen Teil des Grünlandhangs haben sich durch Hangwasser vernäßte Böden (v. a. Pseudogley-Braunerden) entwickelt. Je nach Grad der Vernässung sind diese Böden für die landwirtschaftliche Nutzung als mittel- bis geringwertig einzustufen. Die ebeneren Bereiche im Süden werden durch tiefgründige Braunerden, eine kleinflächig ausgebildete Plateaulage im südöstlichen Teil des Grünlandhangs von Pseudogley bedeckt (je nach Grad der Tagwasservernässung mittel- bis geringwertige Böden) (HARRACH 1971).

Das Teilgebiet Grünlandhang (Abb. 13) wird bis auf wenige Flächen in der Mitte und am südlichen Rand als Wiese oder Weide genutzt (Ackerflächenanteil ca. 5 %). Die Nutzungseignung der Ackerflächen ist nach der Standortkarte von Hessen, Blatt L 5316 Gladenbach, als mittel (A2) einzustufen. Die Grünlandflächen der Wuchsorte auf Auengley und Hangwasserböden sind gut (G1), die restlichen Grünlandstandorte mittel (G2) für die Grünlandnutzung geeignet.



Abb. 13: Blick aus Westen über Teile von Königsberg Süd, in der linken Bildmitte Teilbereiche des Grünlandhangs, rechts Ausschnitt aus dem Teilgebiet Ackerkuppe (Juli 1992)

Für die auf den Auengleystandorten vorherrschenden Weiden trifft die bereits für das Strupbachtal aufgezeigte Diskrepanz in der Artenvielfalt zwischen den linearen Weidezaun-Biotopen und den mit Rindern beweideten Flächen zu.

Die am weitaus artenreichsten Grünlandflächen des Grünlandhangs sind in dem mit flachgründigen Braunerden bedeckten Teilbereich zu finden. Der am stärksten geneigte, nordexponierte Hang ist ausgeprägt mit Hecken gegliedert. Diese Hecken stocken zumeist auf Stufenrainen ehemaliger Ackerterrassen. Auf sehr flachgründigen Standorten haben sich flächig ausgebildete Gebüschgehölze, Gehölzbestände sowie Feldgehölze entwickelt. Die extensive Nutzung einiger hochwertiger Wiesen des Grünlandhangs wird über freiwilligen Naturschutz (Vertragsnaturschutz) im Rahmen des Hessischen Landschaftspflegeprogramms (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2001) gefördert. Auf diesen Flächen sind noch sehr artenreiche, trockene bis wechselfeuchte Glatthaferwiesen mit im Rückgang begriffenen Pflanzenarten zu finden (z. B. *Campanula glomerata*, Knäuel-Glockenblume).

Von besonderem Wert ist ein sehr flachgründiger Grünlandstandort am nördlichen Rand des Massenkalkvorkommens. Dieser als trockene Glatthaferwiese mit ausgeprägtem Übergang zu einem Halbtrockenrasen anzusprechender Wuchsort bietet mit *Gentianella ciliata* (Fransen-Enzian) und *Gentianella germanica* (Deutscher Enzian) zwei für den Untersuchungsraum sehr seltenen Pflanzenarten einen Lebensraum. Durch eine vor wenigen Jahren begonnene, einmal pro Jahr stattfindende Weidemaßnahme (Rinder) wird versucht, wieder einen vollwertigen, beweideten Halbtrockenrasen zu entwickeln.

Insgesamt ist festzustellen, daß das Teiluntersuchungsgebiet Grünlandhang aufgrund der dort vorherrschenden Standortbedingungen, der extensiven landwirtschaftlichen Nutzung sowie seiner sehr feingliedrigen Struktur mit einer Vielzahl linienförmiger Biotope und somit sehr ausgeprägten Grenzlinieneffekten einen aus naturschutzfachlicher Sicht herausragenden Arten- und Biotopschutzwert aufweist.

Als Gefährdungspotentiale für den Rückgang des bestehenden Arten- und Biotopschutzwerts im Bereich Grünlandhang sind die zunehmende Zerstörung der Grasnarbe von Teilbereichen der Grünlandflächen durch unsachgemäße Pferdebeweidung und die generelle Aufgabe der extensiven Nutzung dieser Flächen im Zuge des landwirtschaftlichen Strukturwandels zu sehen. Auch ist in Zukunft verstärkt darauf zu achten, daß nicht noch weitere Gras- und Krautraine der Sukzession anheimfallen und somit ihre Refugialfunktion für Tiere und Pflanzen verlieren. Es wurden bereits erste Pflegemaßnahmen durchgeführt.

### Teilgebiet Königsberg Süd

Das knapp 22 ha umfassende Teiluntersuchungsgebiet befindet sich circa 700 m südlich von Königsberg (Abb. 9).

Im Norden stehen neben Schiefen (roter u. grauer Schiefer sowie kieseliger Schiefer) Kalke (Massenkalk, heller flaseriger Kalk u. massiger Kalk) an (Abb. 10). Im Süden sind entlang einer Einmündung, die durch einen von Westen nach Osten verlaufenden Graben entwässert wird, holozäne Talfüllungen zu finden. Zwischen den beiden Bereichen ist im östlichen Teil des Landschaftsausschnitts Königsberg Süd ein Schalstein-Keil eingeschoben. Am südlichen Rand von Königsberg Süd treten kleinflächig Tonschiefer und dichter Diabas auf.

Der aus dem oberen Mitteldevon entstammende und aus submarin abgelagerten, ursprünglich lockeren Diabas-Tuffen hervorgegangene Schalstein erreicht im Untersuchungsraum eine Mächtigkeit von bis zu 500 m. In den oberen Partien der Schalstein-Folgen sind vereinzelt Linsen und Bänke von Roteisenstein zu finden. Ein solches Schalstein-Lager wurde bis Anfang der 60er Jahre des 20. Jahrhunderts in der zwischen Königsberg und Bieber gelegenen Grube Königsberg abgebaut (WEYL 1980).

Hieraus haben sich – unter Berücksichtigung der oben genannten solifluidalen Prozesse unter Beimengung von Lößlehm – im nördlichen Teil von Königsberg Süd tiefgründige Braunerden entwickelt (Abb. 11). Im Süden sind entlang des Grabens Auengley zu finden (HARRACH 1971).

Das Teiluntersuchungsgebiet Königsberg Süd weist ein in etwa ausgeglichenes Nutzungsverhältnis zwischen Acker- und Grünlandflächen auf. Die gesamten Wiesenflächen auf Auengley sind gut (G1) für die Grünlandnutzung geeignet. Die nordöstlich gelegenen Grünlandstandorte haben nach der Standortkarte von Hessen, Blatt L 5316 Gladenbach, eine mittlere (G2) Nutzungseignung. Sämtliche Ackerflächen werden als gut (A1) ackerbaulich nutzbar eingestuft.

Im Bereich Königsberg Süd sind außer weg begleitenden Gras- und Krautrainen nur wenige weitere linienförmige Strukturen vorhanden (den Graben begleitender Gehölz-



bewuchs u. Baumreihen). Die Ackerflächen werden intensiv bewirtschaftet. Größere Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz weisen die wechselfeuchten Glatthaferwiesen (vereinzelt *Betonica officinalis*, Heil-Ziest u. *Succisa pratensis*, Gewöhnlicher Teufelsabbiß) im westlichen Teil von Königsberg Süd auf.

### Teilgebiet Ackerkuppe

Das mit knapp 36 ha größte und mit bis 363,9 m über NN am höchsten gelegene Teiluntersuchungsgebiet Ackerkuppe liegt circa 1,5 km südöstlich von Königsberg (Abb. 9). Der Kuppenbereich des Teiluntersuchungsgebiets wird von unterkarbonischen Kiesel-schiefern eingenommen (Abb. 10). Kiesel-schiefer ist ein dichtes, hartes und sprödes sowie sehr kieselsäurereiches, saures Sedimentgestein, welches aus Radiola-rienschlamm hervorgegangen ist (HOHL 1985). Nördlich des Kuppenbereichs steht Tonschiefer, südlich Deckdiabas an. Diabas ist ein im Devon und Unterkarbon entstan-denes, meist submarin erstarrtes basisches Ergußgestein mit Kieselsäuregehalten < 52 % SiO<sub>2</sub> (kieselsäurearm) (HOHL 1985 u. ROTHE 1994). Im Westen der Ackerkuppe sind neben Schalstein kleinflächig Massenkalk und dichter Diabas zu finden. Am süd-östlichen Rand des Teilgebiets stehen Schalstein, heller flaseriger Kalk sowie roter und grauer Schiefer an.

Der Kuppenbereich und der östliche Teil sowie der südwestliche Rand des Land-schaftsausschnitts Ackerkuppe werden von flachgründigen Braunerden bedeckt (Abb. 11). Auf den insgesamt eher flachen Mittel- und Unterhangbereichen im südli-chen Teilbereich (3 bis max. 10° Inklination) sind tiefgründige Braunerden entlang eines von Westen nach Osten verlaufenden Bandes zu finden.

Das größtenteils ackerbaulich genutzte Teiluntersuchungsgebiet Ackerkuppe (Grün-landanteil ca. 10 %) weist nach der Standortkarte von Hessen, Blatt L 5316 Gladen-bach, eine mittlere (A2) Nutzungseignung für Acker auf. Die Ackerkuppe ist auf Teilflä-chen für die Grünlandnutzung ebenfalls mittel (G2) geeignet.

Innerhalb der Umgrenzung des Teilgebiets Ackerkuppe sind nur im nördlichen Bereich lineare Gehölze zu finden. Der überwiegende Anteil der vorhandenen linienförmigen Strukturelemente in diesem eher intensiv genutzten Landschaftsausschnitt wird aus Wegrainen und Feld- beziehungsweise Graswegen aufgebaut.

Trotz des relativ intensiv betriebenen Ackerbaus konnten sich auf einigen Ackerflächen Pflanzenarten überregionaler Bedeutung halten. So kommt auf einem Acker im nord-östlichen Teil der Ackerkuppe *Linaria arvensis* (Acker-Leinkraut) vor. Diese in Hessen nur noch auf sehr wenige Wuchsorte beschränkte Art verdient besonderen Schutz (BERGMEIER 1986). Es ist unter Zuhilfenahme des Hessischen Landschaftspflegepro-gramms (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2001) durch Extensivierung der Nutzung eines Teilbereichs des betreffenden Ackers gelun-gen, dieser Art bis dato einen adäquaten Lebensraum zu erhalten (LINK 2002).

### 3.3.2 Untersuchungsgebiet Oberwalgern/Holzhausen

Der westliche Teil des zweigeteilten Untersuchungsgebiets Oberwalgern/Holzhausen erstreckt sich ausgehend von Oberwalgern in nordwestlicher Richtung bis zum daran anschließenden Waldgebiet. Das östliche Teilgebiet befindet sich circa 0,5 km nördlich und südlich von Holzhausen.

Holzhausen ist naturräumlich noch der Marburger Lahntalsenke zuzuordnen. Zwischen Holzhausen und Oberwalgern verläuft die Grenze zum westlich anschließenden Lahn-Dill-Bergland. Oberwalgern zählt zur Untereinheit Salzbödetal (SCHULZE 1982).

Das Teiluntersuchungsgebiet Oberwalgern weist vor allem Grauwacken und Grauwackenschiefer als bodenbildende Gesteine auf. Hieraus entstanden im wesentlichen Ranker und Braunerde-Ranker. Südlich und nordwestlich von Holzhausen stehen Gesteine des Oberen Zechsteins an, woraus sich Braunerden entwickeln konnten. Nördlich von Holzhausen dominieren hingegen lehmige Fließerden und umgelagerter Löß. Als vorherrschende Böden sind hier Parabraunerden und deren Erosionsformen zu finden. Die Tallagen sind im gesamten Untersuchungsgebiet mit jüngsten Anschwemmungen aus dem Holozän, wie zum Beispiel Kiesen, Sanden, Lehmen und Schutt, gefüllt. Hier herrschen Kolluvisole und Gley-Kolluvisole vor (GK 25, Blätter 5217 Gladenbach u. 5218 Niederwalgern).

Das höher gelegene Teilgebiet Oberwalgern (230-270 m ü. NN) ist in einen Hang- und einen Talbereich gegliedert. Die Seitenhänge fallen mit einer Hangneigung von circa 5 bis 10° zu einem flach (etwa 3°) in Richtung Westen auslaufenden Tälchen hin ab. Der Talbereich ist vollständig unter Grünlandnutzung, da hier vernäzte Stellen keinen Ackerbau zulassen. Der Hangbereich wird ausschließlich ackerbaulich genutzt. Hieraus ergibt sich eine ungefähre Gleichverteilung von Acker- und Grünlandflächen.

In diesem Teil des Untersuchungsgebiets Oberwalgern/Holzhausen finden sich fast keine Gehölze zwischen den insgesamt mittelgroßen Parzellen.

Der zur Lahn hin gerichtete Teil des Untersuchungsgebiets (180-207 m ü. NN) wird vorwiegend ackerbaulich genutzt (ca. 90 % Ackerfläche). Nördlich von Holzhausen herrscht aufgrund guter Bodenverhältnisse intensiver Ackerbau vor. Hier sind nur wenige Strukturelemente vorhanden. Südlich der Ortschaft finden sich einige hangparallel verlaufende Hecken und breitere Gras- und Krautraine.

### 3.3.3 Untersuchungsgebiet Staufenberg

Das Untersuchungsgebiet Staufenberg erstreckt sich, ausgehend von Burg Staufenberg, circa 1 bis 2,5 km nach Norden und Nordosten.

Naturräumlich betrachtet befindet sich das Untersuchungsgebiet am Westrand des Vorderen Vogelsberges. Das Lumda-Plateau (KLAUSING 1988), von SANDNER (1960) ursprünglich etwas irreführend als "Flächen des Vorderen Vogelsberges" bezeichnet, bildet eine ausgedehnte Hochfläche, welche sich in südlicher und westlicher Richtung kontinuierlich abflacht. Dieses Plateau wird durch das Lumda-Tal in einen nördlichen und einen etwas niedrigeren südlichen Rücken untergliedert.

Nördlich von Staufenberg stehen hauptsächlich Gesteine des Unteren Buntsandsteins an. Nur der nördlichste Teil des Untersuchungsgebiets weist als geologischen Untergrund Oberen Zechstein auf (GK 25, Blatt 5318 Allendorf/Lumda). Im gesamten Untersuchungsgebiet Staufenberg bildeten sich meist Braunerden aus.

Als potentielle natürliche Vegetation würde sich nach KLAUSING & WEISS (1986) im Untersuchungsgebiet ein Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) einstellen. Es handelt sich hierbei um einen auf saueren und nährstoffarmen Mittelgebirgsböden stöckenden Buchenwald-Typ, der eine artenarme und schwach entwickelte Krautschicht aufweist.

Die Ackereignung im Bereich Staufenberg ist mit Ausnahme des nördlichsten Teilgebiets (mittel) als gut bewertet worden (KLAUSING & WEISS 1986).

Das Untersuchungsgebiet Staufenberg ist mittel (bis gut) durch linienförmige Biotope strukturiert. Vor allem in den hängigen Bereichen (bis 15° Hangneigung) finden sich viele, bis zu mehreren Metern breite, Stufenraine. Daneben sind immer wieder Hecken in die Landschaft eingestreut.

## 4 UNTERSUCHUNGS- UND AUSWERTUNGSMETHODEN

### 4.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Für die Untersuchungsflächenwahl war primär eine möglichst große Standortamplitude ausschlaggebend. Dies bezog sich im wesentlichen auf die geologischen und pedologischen Wuchsbedingungen wie zum Beispiel Basengehalt und Gründigkeit der Böden. Weiterhin war der Einfluß der Nutzungsintensität der oberhalb der gras- und krautdominierten linearen Biotope gelegenen Flächen (Oberlieger) auf die floristische Ausstattung und die Vegetation vor allem der Gras- und Krautraine zu beachten (HERRMANN 1995, KLEYER 1991 u. LINK 1994). Durch die so gewählten Probeflächen sollte eine möglichst breite Palette an Floristischen Rain-, Wegmitten- und Weidezauntypen (Abschn. 6.2), Vegetationseinheiten homogener Aufnahmeflächen (Abschn. 7.1) und Nanovegetationskomplexen (Abschn. 7.2) erfaßbar werden.

Die zu untersuchenden gras- und krautdominierten linearen Biotope waren mit Ausnahme der mit einer Baumreihe bestandenen Gras- und Krautraine grundsätzlich gehölz- und gebüschfrei auszuwählen. Nach ihrem äußeren Erscheinungsbild sollten die jeweiligen Standorte Graslandcharakter aufweisen oder den Staudengesellschaften zuzuordnen sein. Vereinzelt auf wenigen Gras- und Krautrainen punktuell oder kleinflächig auftretende Initialstadien von linearen Gebüschern wurden jedoch in die Untersuchung einbezogen.

Weiterhin war auf unterschiedliche Größen vor allem der Gras- und Krautraine zu achten, um Beziehungen zwischen der Dimension des Rains und seinem Pflanzenarteninventar aufzeigen zu können.

### 4.2 Größe der Probeflächen

Die Breite linearer Strukturelemente der Kulturlandschaft ist von entscheidender Bedeutung für die Pflanzenartenvielfalt dieser Biotope. Dies gilt in besonderem Maße für Gras- und Krautraine (u. a. KAULE 1985, LINK & HARRACH 1998, WELLING et al. 1987). Nach Untersuchungen von LINK (1994) liegt für die Beziehung zwischen der Rainlänge und der Artenzahl der Gras- und Krautraine kein signifikanter Zusammenhang vor. Der Einfluß der Rainfläche auf die Artenzahl der Raine kann statistisch nachgewiesen werden, fällt im Vergleich zur Rainbreitenbetrachtung jedoch weitaus geringer ins Gewicht. Als dimensionsbezogenes Kriterium zur Beurteilung der potentiellen Arten- und Biotopschutzwürdigkeit (siehe Abschn. 8.2) steht eindeutig die Breite der streifenförmigen Lebensräume im Vordergrund. Im Gegensatz zu den Rainbreiten (Min.: 0,53 m, Max.: 8,45 m) schwanken die Breiten der Mittelstreifen der Wirtschaftswege (Min.: 0,77 m, Max.: 1,07 m) und der linearen gras- und krautdominierten Strukturen unterhalb von Weidezäunen (Min.: 0,63 m, Max.: 1,80 m) in geringem Umfang. Da die Breiten von Feldwegmittelstreifen und Weidezaunbegrenzungen unbedeutend variieren, weist das

Bewertungskriterium Breite nur für Gras- und Krautraine eine ausreichende natur-  
schutzfachliche Aussagekraft auf.

Die Grenzen linienförmiger Kleinstrukturen verlaufen in der Kulturlandschaft oft nicht  
parallel zueinander. Dies gilt insbesondere für Gras- und Krautraine. Darum kann nur  
von durchschnittlichen Breiten ausgegangen werden. Um einer Vermischung von Ef-  
fekten unterschiedlicher Breiten entgegenzuwirken, wurde in den meisten Fällen nicht  
die Gesamtlänge eines Gras- und Krautrains in die Betrachtung einbezogen, sondern  
nur annähernd parallel verlaufende Abschnitte ausgewählt. Die gras- und krautdomi-  
nierten linearen Biotope werden nach Breitenklassen eingeteilt (siehe Tab. I im An-  
hang):

Klasse I:	> 0 bis ≤ 1 m
Klasse II:	> 1 bis ≤ 2 m
Klasse III:	> 2 bis ≤ 3 m
Klasse IV:	> 3 bis ≤ 4 m
Klasse V:	> 4 bis ≤ 5 m
Klasse VI:	> 5 m

Aus Tabelle 1 wird ersichtlich, wie sich die Gras- und Krautraine in den einzelnen Un-  
tersuchungs- sowie Teiluntersuchungsgebieten auf die Breitenklassen verteilen.

Tab. 1: Anzahl untersuchter Gras- und Krautraine je Untersuchungs- beziehungs-  
weise Teiluntersuchungsgebiet und Breitenklasse

Untersuchungs- sowie Teiluntersuchungsgebiete	Breitenklassen						
	I	II	III	IV	V	VI	
Schieferkaut (Sk)	3	3	3	1	2	-	12
Strupbach (Sb)	1	3	-	1	-	-	5
Grünlandhang (Gh)	2	3	9	4	2	2	22
Königsberg Süd (KS)	1	4	3	2	1	1	12
Ackerkuppe (Ak)	2	2	-	-	-	-	4
Königsberg	9	15	15	8	5	3	55
Oberwalgern/Holzhausen (OH)	1	2	1	3	-	-	7
Staufenberg (Sg)	-	2	1	1	1	-	5
aller Untersuchungsgebiete	10	19	17	12	6	3	67

Wie aus Tabelle I im Anhang hervorgeht, schwankt die Länge der Gras- und Krautraine  
zwischen 7,5 und 113,4 m. Die untersuchten Wirtschaftswegmittelstreifen sind zwi-  
schen 35,0 und 70,0 m, die Weidezäune 13,3 bis 73,5 m lang.

Für Gras- und Krautraine ergeben sich Größen zwischen 10,6 und 406,6 m<sup>2</sup>. Die Flä-  
chengrößen der Mittelstreifen der Wirtschaftswege belaufen sich auf 30,8 bis 67,9 m<sup>2</sup>.  
Die untersuchten Weidezäune nehmen Flächengrößen zwischen 8,4 und 66,6 m<sup>2</sup> ein.

### 4.3 Typisierung der gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen

Die vorliegende Arbeit untersucht die Flora und Vegetation von Gras- und Krautrainen, Wirtschaftswegmittelstreifen sowie linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen und deren ökologische Bedeutung in der Agrarlandschaft. Diese linienförmigen Kleinstrukturen der Kulturlandschaft sind als **Biotoptypen** zu kategorisieren (siehe auch Abschn. 2.1). Für das Teilgebiet Schieferkaut des Untersuchungsgebiets Königsberg wird in Abschnitt 5.2 exemplarisch ein Biotoptypenschlüssel eines klar umgrenzten Landschaftsausschnitts vorgestellt.

Aus Tabelle 2 geht die Verteilung der untersuchten Intensivstandorte auf die jeweiligen Biotoptypen hervor, wobei eine Gliederung nach Untersuchungs- beziehungsweise Teiluntersuchungsgebieten erfolgt.

Tab. 2: Anzahl untersuchter gras- und krautdominierter linearer Strukturen je Untersuchungs- beziehungsweise Teiluntersuchungsgebiet und Biotoptyp

Untersuchungs- sowie Teiluntersuchungsgebiete	Biotoptyp						
	KR KT <sup>1)</sup>	KR KS <sup>2)</sup>	KR KB <sup>3)</sup>	KR <sup>4)</sup>	WE <sup>5)</sup>	WZ <sup>6)</sup>	
Schieferkaut (Sk)	11	1	-	12	4	-	16
Strupbach (Sb)	5	-	-	5	-	11	16
Grünlandhang (Gh)	17	-	5	22	2	2	26
Königsberg Süd (KS)	11	1	-	12	2	1	15
Ackerkuppe (Ak)	4	-	-	4	2	-	6
Königsberg	48	2	5	55	10	14	79
Oberwalgern/Holzhausen (OH)	7	-	-	7	-	-	7
Staufenberg (Sg)	5	-	-	5	-	-	5
aller Untersuchungsgebiete	60	2	5	67	10	14	91

- 1) typische Gras- und Krautraine
- 2) in Sukzession begriffene Gras- und Krautraine
- 3) Gras- und Krautraine mit Baumreihe
- 4) Summe der Gras- und Krautraine
- 5) Mittelstreifen der Wirtschaftswege
- 6) lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen

Zur Konkretisierung der biotoptypenbezogenen Spezifizierung von Klein- und Kleinstlebensräumen ist eine weitere Differenzierung dieser Biotope angebracht, um den einzelnen Biotoptyp in seiner Ausprägung, Struktur, Standortkomplexität, anthropogenen Überformung sowie zeitlichen Dynamik enger zu fassen.

Gras- und Krautraine können auf verschiedene Art und Weise weiter differenziert und in **Raintypen** eingeteilt werden. Eine Möglichkeit bietet ihre äußere Gestalt. KNOP & REIF (1982) unterteilen sie in ‚ebene Gewende‘ und in ‚Terrassenstufen‘. Weiterhin werden Raine nach ihrer Lage zu angrenzenden Flächen benannt. RUTHSATZ & OTTE (1987) bezeichnen Raine entlang von Wegen als ‚Feldwegränder‘ und zwischen ehe-

mals oder aktuell landwirtschaftlich genutzten Flächen als ‚Ackerraine‘. Bei den Feldwegrändern wird hierbei nicht mehr zwischen Rainen mit Weg-Oberlieger oder mit landwirtschaftlich genutzten Flächen als oberhalb angrenzendem Bereich unterschieden.

Die vorliegende Untersuchung erachtet jedoch die Nutzung der den Gras- und Krautrain nachhaltig beeinflussenden, also oberhalb des Rains angrenzenden Fläche als entscheidend für die floristische Entwicklung dieses Lebensraums. Unterhalb des Rains angrenzende Bereiche wirken nur unwesentlich auf diesen ein, da von ihnen beispielsweise keine beziehungsweise nur sehr geringe Stoffeinträge zu erwarten sind<sup>15)</sup>. Hieraus resultierend werden insgesamt drei Typen von Gras- und Krautrainen unterschieden.

**Ackerraine** sind Gras- und Krautrainen, die sich unterhalb eines Ackerschlags befinden, wobei auch die Ackerbrache zum Ackerland zählt. **Grünlandraine** weisen entweder eine Weide, Mähweide, Wiese, Streuobstwiese oder aus ehemaliger Grünlandnutzung hervorgegangene Brachfläche als Oberlieger auf. Die unterhalb von Wirtschaftswegen gelegenen Raine werden den **Wegrainen** zugeordnet.

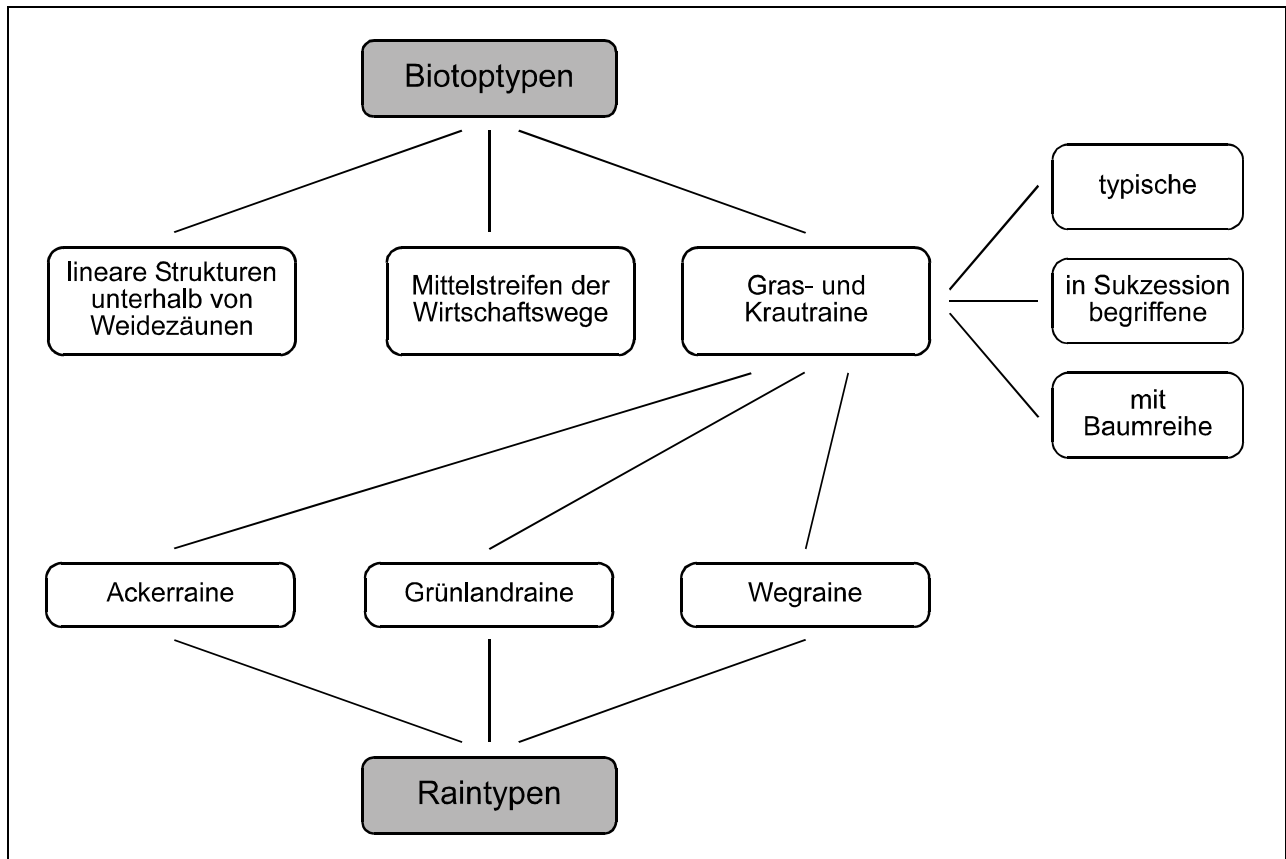
Tabelle 3 zeigt die nach Untersuchungs- und Teiluntersuchungsgebieten getrennte Verteilung der Gras- und Krautrainen auf die drei Raintypen.

Tab. 3: Anzahl untersuchter Gras- und Krautrainen je Untersuchungs- beziehungsweise Teiluntersuchungsgebiet und Raintyp

Untersuchungs- sowie Teiluntersuchungsgebiete	Raintyp			
	Ackerraine	Grünlandraine	Wegraine	
Schieferkaut (Sk)	7	1	4	12
Strupbach (Sb)	3	1	1	5
Grünlandhang (Gh)	4	15	3	22
Königsberg Süd (KS)	7	2	3	12
Ackerkuppe (Ak)	4	-	-	4
Königsberg	25	19	11	55
Oberwalgern/Holzhausen (OH)	7	-	-	7
Staufenberg (Sg)	5	-	-	5
aller Untersuchungsgebiete	37	19	11	67

In Übersicht 5 wird abschließend die Differenzierung der gras- und krautdominierten linienförmigen Strukturen in Biotop- beziehungsweise Raintypen dargestellt.

<sup>15)</sup> Sämtliche untersuchten Raine befinden sich in geeigneter Lage beziehungsweise am Hangfuß.



Übers. 5: Typisierung der gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen

#### 4.4 Datenerhebung

##### 4.4.1 Floristisch-vegetationskundliche Erhebungen

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten floristisch-vegetationskundlichen Erhebungen<sup>16)</sup> erfolgten auf vier Ebenen. Ausgangspunkt der Betrachtungen war eine möglichst flächendeckende Erfassung aller in einem bestimmten Bezugsraum auf gras- und krautdominierten linienförmigen Kleinstrukturen vorkommenden Taxa. Hierauf aufbauend wurden Standorte ausgewählt, welche auf einer definierten Probefläche eine intensive Untersuchung erfuhren (,Intensivstandorte' bzw. ,Intensivprobeflächen', siehe Karten 2 bis 8 im Anhang).

Parallel zur floristischen Betrachtung der Gras- und Krautraine, Mittelstreifen von Wirtschaftswegen und linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen erfolgte eine Erfassung der auf diesen Wuchsorten vorkommenden Vegetationseinheiten über Vegetationsaufnahmen floristisch uniformer Probeflächen. Abschließend wurden auf der Basis

<sup>16)</sup> Wichtige Bestimmungshilfen: HEGI 1906ff., HUBBARD 1985, KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD 1990, OBERDORFER 1994, ROTHMALER 1990 u. 1995, TITZ 1984. Die Farn- und Gefäßpflanzenarten wurden, bis auf die in Tabelle II im Anhang gesondert gekennzeichneten Taxa, nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) benannt.



dieser Pflanzengesellschaften auf den Flächen der Intensivstandorte synsoziologische Aufnahmen zur Herausarbeitung von Kleinst- oder Nanovegetationskomplexen erstellt.

### Allgemeine floristische Aufnahme der gras- und krautdominierten linienförmigen Kleinstrukturen

Um die floristische Ausstattung der gras- und krautdominierten linearen Biotope in Mittelhessen exemplarisch aufzeigen zu können, wurden die Taxa der Gras- und Krautraine, Wirtschaftswegmittelstreifen und linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen von April 1996 bis September 1999 auf den Flächen der fünf Teiluntersuchungsgebiete des Untersuchungsgebiets Königsberg (knapp 130 ha, Abb. 9) möglichst vollständig erfaßt.

Diese floristische Aufnahme konnte durch Daten aus dem Jahre 1991 ergänzt werden (LINK 1994 u. 1996a).

### Floristische Aufnahme der Intensivstandorte

Die Taxa der 91 Intensivprobeflächen (Karten 2 bis 8 im Anhang) wurden während der Vegetationsperiode zu 4 Terminen über Präsenzlisten erfaßt. Für alle untersuchten gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope erfolgte ab Anfang April 1998 eine Erhebung der frühblühenden Pflanzenarten (z. B. *Gagea spec.*). Ab Ende April waren möglichst alle bis zu diesem Zeitpunkt sichtbaren Sippen der jeweiligen Intensivstandorte zu erfassen.

Im Rahmen des dritten Erhebungstermins erfolgte im Zeitraum von Anfang Mai bis Ende August 1998 eine vegetationskundlich ausgerichtete Aufnahme. Um die gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope auf ihrer Gesamtfläche aufzunehmen, wurde auf die **Artmächtigkeitsschätzung** nach BRAUN-BLANQUET (1964) zurückgegriffen (u. a. DIERSCHKE 1994, DIERSSEN 1990, KNAPP 1971b u. VOLLRATH 1979). Die Artmächtigkeitsschätzung ist ein Verfahren, welches die bestandsbildenden Taxa kombiniert nach Abundanz und Dominanz schätzt (Übers. 6). Bei Deckungswerten einer Art unter 5 % wird größtenteils die Individuenzahl betrachtet, oberhalb 5 % vornehmlich der Deckungsgrad erfaßt (DIERSSEN 1990).

Die floristische Aufnahme der Intensivstandorte endete Anfang Oktober 1998 unter Vermerkung noch vereinzelt übersehener Sippen.

Bei den betrachteten Wuchsorten handelt es sich nicht um floristisch uniforme Probeflächen, was vor allem für die Auswertung der so gewonnen floristischen Aufnahmen von Bedeutung ist (Abschn. 4.5.1 u. 6.2). Die Spannweite der Probeflächengrößen ist dem Abschnitt 4.2 zu entnehmen. Mit Ausnahme von sechs Intensivprobeflächen konnte jeweils der erste Aufwuchs erfaßt werden.

Für den Fall, daß genaue Mengenangaben eines Taxons oder mehrerer Taxa nicht mehr möglich waren, wurde in den floristischen Aufnahmen und somit auch in den floristischen Tabellen der Intensivprobeflächen im Anhang das Vorkommen der Sippen in

den Probeflächen mit ‚v‘ vermerkt. Bereits abgestorbene Taxa sind zusätzlich mit ‚t‘ gekennzeichnet.<sup>17)</sup>

Übers. 6: Schätzintervalle der Artmächtigkeitsschätzung (nach DIERSSEN 1990, verändert)

---

r	=	rar, 1 Individuum oder oberirdischer Trieb, Deckung < 1 %
+	=	2 bis 5 Individuen oder Triebe, Deckung > 1 < 5 %
1	=	6 bis 50 Individuen oder Triebe, Deckung < 5 %
2	=	> 50 Individuen und < 5 % Deckung oder > 5 ≤ 25 % Deckung
3	=	> 25 ≤ 50 % Deckung, Individuenzahl beliebig
4	=	> 50 ≤ 75 % Deckung, Individuenzahl beliebig
5	=	> 75 ≤ 100 % Deckung, Individuenzahl beliebig

---

### Vegetationsaufnahme floristisch uniformer Bestände der gras- und krautdominierten linearen Biotope

Zur Beschreibung und Analyse der Vegetationseinheiten gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstrukturen wurden insgesamt 223 Vegetationsaufnahmen erstellt. In diesem Aufnahmekollektiv sind 84 im Jahre 1991 von LINK (1994 u. 1996b) aufgezeichnete, den Gras- und Krautrainen entstammende Vegetationsaufnahmen enthalten.

Um den Artenbestand sowohl der floristisch uniformen Bestände gras- und krautdominierter linearer Biotope als auch der Intensivprobeflächen gründlich zu erfassen, wurden diese systematisch streifenweise untersucht.

Für eine spätere pflanzensoziologische Auswertung von Vegetationsaufnahmen ist es unerlässlich, nur physiognomisch homogene Probeflächen in die Betrachtung einzubeziehen (REICHELT & WILMANN 1973). Nach DIERSSEN (1990, S. 15) sollten Aufnahme­flächen erstens „in ihrer Struktur, Artenzusammensetzung und, soweit erkennbar, den sie prägenden wesentlichen Standortfaktoren weitgehend gleichartig (uniform) sein“, und zweitens „die in einem uniformen Bestand vertretenen erkennbaren Arten möglichst vollständig enthalten“.

Die Vorgabe floristisch uniformer Probeflächen ist auf gras- und krautdominierten linearen Biotopen oft schwierig zu erfüllen, so daß die Bestandserfassung einiges an Geschick und Geländeerfahrung bedarf. Einerseits variieren die Standortverhältnisse in vielen Fällen kleinräumig. Andererseits kommt es durch mehr oder minder häufig eingestreute Fehlstellen in der Grasnarbe (z. B. Bodenverletzungen durch Bodenbearbeitungsgeräte od. bodenwühlende Tiere) zu einem inhomogenen Bestandsaufbau. Auch ist zu bedenken, daß zum Beispiel im durch einen Gras- und Krautrain gebildeten Grenzbereich zwischen einer Acker- und einer Grünlandfläche Pflanzenarten unterschiedlicher Lebensräume, Wuchsbedingungen und pflanzensoziologischer Zugehörig-

<sup>17)</sup> Die betreffenden Abkürzungen wurden auch für floristisch uniforme Bestände und deren Pflanzengesellschaften verwendet.

keit ineinandergreifen. Hieraus abgeleitet sind einige für die Vegetationsaufnahme gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstrukturen relevante Maßgaben zu erfüllen.

Die Randbereiche der Gras- und Krautraine werden, wie dies auch bei RUTHSATZ & OTTE (1987) geschah, in der Regel nicht in die Aufnahmeflächen einbezogen. Der an die Fahrspur entlang von Wegen angrenzende Streifen wird oft überfahren. Dadurch finden sich hier zum Beispiel vermehrt Arten der Trittrasen ein, welche nicht oder nur sehr spärlich auf der eigentlichen Fläche der Gras- und Krautraine auftreten.

Hiervon abweichend wurden Randstreifen entlang der Fahrspuren von Feldwegen gezielt aufgesucht, wenn eine uniforme Probefläche auszumachen war. Dies traf zum Beispiel für einen Teil der Aufnahmeflächen der *Phleum-bertolonii-Poa-compressa*-Gesellschaft zu (Abschn. 7.1.1).

An den Kontaktzonen von Äckern und Gras- und Krautrainen kommt es zu Störungen, die durch den Pflug oder sonstige Bodenbearbeitungsgeräte verursacht sind. Die hieraus entstandenen Erdanrisse beherbergen viele annuelle Arten, die relativ rasch wieder verdrängt werden. Diese Bereiche sind auszusparen.

Bei angrenzenden Grünlandflächen ist es vertretbar, die Aufnahme gleich im Anschluß an die gemähte oder beweidete Fläche anzulegen, da die Phytocoenosen der Gras- und Krautraine und die des Grünlands oftmals nahe verwandt sind.

Die vegetationskundliche Aufnahme der Wirtschaftswegbestände beschränkte sich auf die Flächen zwischen den Fahrspuren. Diese Auswahl erfolgte aufgrund der standörtlichen Vergleichbarkeit von Wegmittelstreifen und Wegrainen. Die Fahrspuren sind in Relation zu den Mittelstreifen der Wirtschaftswege und den Wegrainen wesentlich stärkeren Belastungen durch Überfahren oder Tritt ausgesetzt, wodurch die auf den unterschiedlichen Biotoptypen vorherrschenden Phytocoenosen stark differieren.

Die unterhalb von Weidezäunen verlaufenden Probeflächen können aufgrund stark unterschiedlicher Bestands- sowie morphologischer Struktur von den angrenzenden Weideflächen gut abgegrenzt werden (HUSICKA & VOGEL 1997 u. VOLLRATH 1970). Es ist zum Beispiel zu beobachten, daß die Weidetiere mit der Beweidung zuerst entlang des Weidezauns beginnen und die Grasnarbe der linearen Biotope unterhalb der Weidezäune stets kurz halten. Besonders ältere Weidezäune unterscheiden sich, unter anderem durch aneinandergereihte Ameisenhügel und die dadurch verursachte starke Aufwölbung, morphologisch von den direkt anschließenden Weiden (Abb. 2).

Die Anwesenheit von Ameisenbauten auf gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen ist als besonderer ‚Standortfaktor‘ zu bewerten und somit gesondert zu betrachten. Diese können konzentriert auf Hügeln oder auch flächenhaft auftreten.

In Hinsicht auf die Größe der Aufnahmeflächen konnte nicht von einem starren Schema ausgegangen oder auf allgemeingültige Maßgaben (u. a. DIERSSEN 1990, REICHELT & WILMANN 1973 sowie VOLLRATH 1979) zurückgegriffen werden. So schwanken zum Beispiel die Angaben bisheriger Untersuchungen von Gras- und Krautrainen zwischen 5 m<sup>2</sup> (KLEYER 1990) und 15 bis 40 m<sup>2</sup> (KNOP & REIF 1982).

Unter der Maßgabe floristisch uniformer Probeflächen wurden für Gras- und Krautraine Aufnahmeflächen von 0,8 bis 37,5 m<sup>2</sup>, für Feldwegmittelstreifen zwischen 2,9 und

23,8 m<sup>2</sup>, für linienförmige Strukturen unterhalb von Weidezäunen von 1,0 bis 25,0 m<sup>2</sup> und für Ameisenbauten (Ameisenhügel u. flächig ausgebildete Ameisenbauten) zwischen 0,1 und 7,2 m<sup>2</sup> ausgewählt.

Die Aufnahme der Bestände der Gras- und Krautraine erfolgte von Anfang Juni 1996 bis Anfang August 1999. Die Mittelstreifen der Wirtschaftswege wurden von Anfang Juli 1996 bis Anfang August 1998, die linienförmigen Strukturen unterhalb von Weidezäunen von Anfang August 1996 bis Anfang Juni 1998 und die Ameisenhügelbestände von Mitte Juni 1996 bis Ende Juli 1998 aufgenommen. Der Aufnahmezeitraum der bei LINK (1994 u. 1996b) dokumentierten Vegetationsaufnahmen von Gras- und Krautrainen erstreckte sich von Anfang Mai bis Anfang August 1991.

In Abweichung von den 1991 aufgenommenen Beständen der Gras- und Krautraine (LINK ebd.) wurde für die zwischen 1996 und 1999 durchgeführten Vegetationsaufnahmen das Schätzintervall ‚2‘ (Übers. 6) nach DIERSSEN (1990) in ‚2m‘ (> 50 Individuen, Deckung < 5 %), ‚2a‘ (> 5 ≤ 12,5 % Deckung, Individuenzahl beliebig) und ‚2b‘ (> 12,5 ≤ 25 % Deckung, Individuenzahl beliebig) dreigeteilt.

#### Aufnahme der Nanovegetationskomplexe der gras- und krautdominierten linienförmigen Kleinstrukturen

Zur vergleichenden synsoziologischen Typisierung der Intensivstandorte auf der Grundlage der in Abschnitt 7.1 erarbeiteten Vegetationseinheiten wurden Kleinstvegetationskomplexe aufgenommen. Die Erfassung dieser Nanovegetationskomplexe erfolgte nach dem in Übersicht 7 aufgezeigten Schätzrahmen:

Übers. 7: Schätzrahmen zur Aufnahme der auf den Intensivstandorten vorkommenden Nanovegetationskomplexe

---

r	=	≤ 5 %	Deckung, sehr zersplittert vorkommend
1	=	> 5 ≤ 20 %	Deckung
2	=	> 20 ≤ 40 %	Deckung
3	=	> 40 ≤ 60 %	Deckung
4	=	> 60 ≤ 80 %	Deckung
5	=	> 80 ≤ 100 %	Deckung

---

Da die Aufnahmeflächen der erfaßten gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen im Gegensatz zu üblicherweise großflächig angelegten Vegetationskomplexuntersuchungen (mehrere Hektar große Probeflächen) nur Größen zwischen 8,4 und 406,6 m<sup>2</sup> einnahmen, wurde von den zum Beispiel bei DIERSSEN (1990) sowie SCHWABE & MANN (1990) aufgezeigten Schätzskalen abgewichen.<sup>18)</sup>

Bei dem für die vorliegende Arbeit verfolgten Ansatz tritt die Abundanz der vorkommenden Phytocoenosen zugunsten ihrer Dominanz in den Hintergrund. Dies liegt darin

<sup>18)</sup> Grundlegende Aussagen zur Vegetationskomplex-Forschung sind zum Beispiel DIERSCHKE (1994), KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) sowie SCHWABE (1990) zu entnehmen.

begründet, daß gewissermaßen ‚mikroskopisch‘ auftretende Artenkombinationen vegetationskundlich nicht mehr erfaßbar sind. Die von DIERSSEN (1990, S. 124) geforderte und als essentiell angesehene „sorgfältige Typisierung des Gesellschaftsinventars der bearbeiteten Lebensräume einschließlich der fragmentarisch entwickelten Bestände“ stößt hier an ihre Grenze. Dies wird um so deutlicher angesichts der möglichst umfangreichen Erfassung aller vorkommenden Phytocoenosen gras- und krautdominierter linearer Lebensräume, welche in Abschnitt 7.1 und im Anhang detailliert beschrieben, analysierten und dokumentiert sind.

Angaben zum Deckungsgrad einer Pflanzenart erlauben unter anderem Rückschlüsse auf ihre relative Konkurrenzkraft, was besonders für geschlossene Bestände zutrifft (DIERSSEN 1990). Die untersuchten Gras- und Krautraine, Wirtschaftswegmittelstreifen und Weidezaunbestände weisen in der Regel dichte Grasnarben auf. Übertragen auf die Betrachtung von aus Vegetationseinheiten aufgebauten Vegetationskomplexen bedeutet dies, daß durch die in den Vordergrund gestellte Dominanzstruktur der erfaßten Nanovegetationskomplexe auch gezieltere Aussagen in Hinsicht auf deren Vegetationsentwicklung beziehungsweise Sukzessionsdynamik möglich sind.

Die Nanovegetationskomplexe der Intensivstandorte wurden im Zeitraum von Anfang Mai bis Ende Juni 1999 aufgenommen.

#### 4.4.2 Bodenkundliche Methoden

Zur Betrachtung von Wechselwirkungen zwischen den Böden und der Vegetationsdecke von gras- und krautdominierten linienförmigen Biotopen – zum Beispiel Beziehung zwischen Bestandes-Nährstoffzahl und Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat – sind Bodenproben der 91 Intensivstandorte im Labor bodenchemisch untersucht worden.

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte von Ende September bis Mitte November 1998. Je nach Probeflächengröße wurde eine Mischprobe von 10 bis 12 Einstichen aus 0 bis 30 cm Tiefe gewonnen. Aufgrund extrem flachgründiger Standorte war es vereinzelt nur möglich, Bodenproben bis 10 cm zu entnehmen.

Die potentiometrische pH-Messung wurde mit einer Glaselektrode (Digitalmeter DIGI 610) in einer Bodensuspension durchgeführt. Als Extraktionsmittel diente  $\text{CaCl}_2$ -Lösung (0,01 mol/l).

Zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphors und Kaliums in den Böden der intensiv untersuchten gras- und krautdominierten linearen Strukturen wurden diese mittels CAL-Methode extrahiert (SCHÜLLER 1969). Die Phosphorbestimmung erfolgte nach der Gelbmethode (Ammonium-Vanadat/Molybdat-Lösung) mit einem Spektralphotometer (Philips PU 8625) nach GERICKE & KURMIES (1952) sowie SCHEFFER & PAJENKAMP (1952). Zur Kaliumbestimmung kam ein Flammen-Atom-Absorptions-Spektrometer (Perkin Elmer 4100) zum Einsatz (WELZ 1983).

#### 4.4.3 Ermittlung des Pflegezustands der linienförmigen Biotope

Die Sukzession von Pflanzengesellschaften bedeutet stets eine Änderung in der Artenzusammensetzung (FEOLI et al. 1975), das heißt es kommt zu Artenverlusten und -gewinnen während der Vegetationsentwicklung. Diese Änderung im Artenspektrum „tendiert grundsätzlich durch die Begünstigung hochwachsender, sehr konkurrenzfähiger Pflanzen zur Bestandsvereinfachung, und der Wald als Endstadium der Entwicklung verdrängt mit Sicherheit die meisten der vorhandenen Arten“ (ARENS & SPEIDEL 1977/78, S. 757).

Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften ergaben bei Pflanzengesellschaften der Verbände Arrhenatherion und Cynosurion, welche hinsichtlich ihres Wasserhaushalts mit den hier betrachteten Gras- und Krautrainen, Wirtschaftswegmittelstreifen und linearen Biotopen unterhalb von Weidezäunen vergleichbare Standorte besiedeln<sup>19)</sup>, eine deutliche Verschiebung in der Artenzusammensetzung hin zu artenärmeren Phytocoenosen (SCHIEFER 1982). Ähnliche Ergebnisse erbrachte eine Studie zur Sukzessionsdynamik hessischer Grünlandbrachen (VON BORSTEL 1974). Hierbei wurde für nicht mehr genutzte submontane Glatthafer-Wiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum) ein Artenschwund von knapp 17 % in 9,4 Jahren mittlerer Brachedauer festgestellt. Diese Entwicklung konnte auch durch polnische Dauerquadratbeobachtungen (JANKOWSKA 1971, zit. nach VON BORSTEL 1974, S. 51) bestätigt werden, wobei die Artenverarmung mit ca. 40 % innerhalb von vier Jahren Brache noch deutlicher auftrat.

Erheblich ausgeprägter erfolgt die Abnahme der Pflanzenartenzahl im Vergleich zu frischen auf feuchten bis nassen Standorten. So ergab sich zum Beispiel bei einer Untersuchung zur Entwicklung verbrachter Wiesen des Westerwaldes (WOLF 1979) ein mittlerer Artenverlust um  $\geq 15$  Arten gegenüber genutzten Dotterblumenwiesen (durchschnittl. 34 Arten). RUNGE (1975) stellte auf einer aufgegebenen feuchten Fettweide nach 8 Jahren Brachedauer nur noch 7 von ursprünglich 23 Pflanzenarten fest, was einem Artenschwund von knapp 70 % entspricht.

Naturnahe Phytocoenosen sehr trockener (z. B. Xerobrometum) oder sehr nasser Standorte (z. B. Phragmitetum) ändern ihre Bestandszusammensetzung bedingt durch Nutzungsänderung nur in sehr geringem Umfange (SCHIEFER 1982).

Auf gras- und krautdominierten linienförmigen Biotopen, die durch Mahd, Beweidung oder Mulchen nicht mehr gepflegt werden, kommt es ebenfalls zu typischen Artenrückgängen sowie zu Änderungen der Phytocoenosen (u. a. Änderung des Bestandsaufbaus, Ausfall charakteristischer Arten). Bei Untersuchungen von Gras- und Krautrainen in Mittelhessen zeigte sich im Übergang von sehr extensiv gepflegten hin zu brachgefallenen Rainen ein rapider Rückgang der Artenvielfalt um knapp 40 % (LINK & HARRACH 1998).

---

<sup>19)</sup> Der ökologische Feuchtegrad der von LINK (1994) untersuchten Rainstandorte bewegt sich zwischen mäßig trocken und wechselfeucht bis mäßig feucht und wechselfeucht, hat seinen Schwerpunkt jedoch eindeutig im frischen bis mäßig frischen Bereich. Die Standorte der Wirtschaftswegmittelstreifen können aufgrund sehr geringer Entwicklungstiefen (1 bis 2 dm und darunter) teilweise auch ökologische Feuchtegrade von trocken bis sehr trocken aufweisen.

Die Sukzessionsdynamik führt zur Ausbildung kennzeichnender Merkmale, die zur Beurteilung des Pflegezustands herangezogen werden (Abb. 14):

- Verfilzung der vormals genutzten Grasnarbe
- Dominanz von Stauden und/oder Gräsern
- Grad der beginnenden Verbuschung

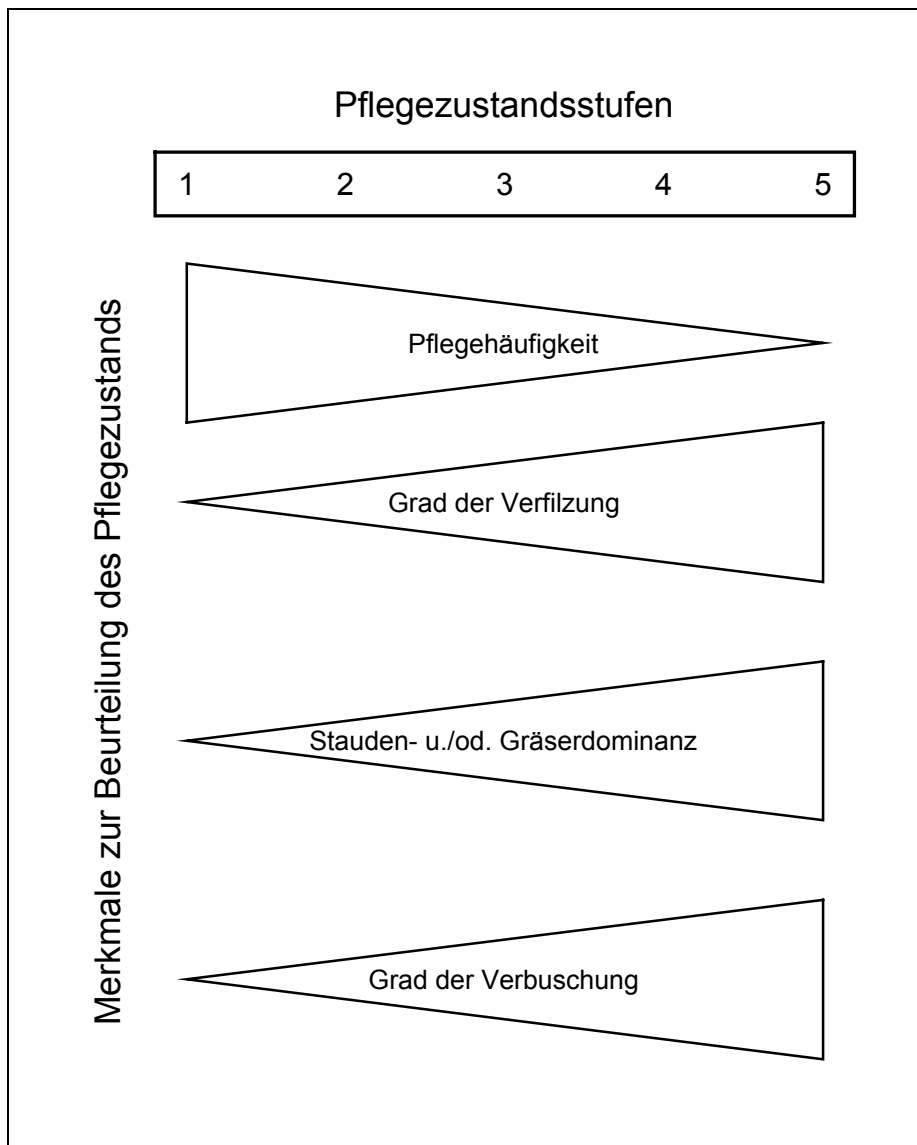


Abb. 14: Merkmale zur Beurteilung des Pflegezustands und daraus abgeleitete Pflegezustandsstufen

Durch das Ausbleiben der Weide- und/oder Schnittnutzung von Grünland-Beständen erfolgt eine starke Verfilzung der Grasnarbe (ELLENBERG 1986 u. SPEIDEL & VON BORSTEL 1975). Unter Verfilzung ist eine Anhäufung abgestorbener Pflanzenteile zu verstehen, die von Moosen stark durchdrungen ist. Durch diese lichtundurchlässige Barriere wird das Wachstum insbesondere niedrig wachsender und lichtbedürftiger Pflanzenarten in hohem Maße behindert. Nicht mehr genutzte beziehungsweise nicht mehr gepflegte gras- und krautdominierte lineare Strukturen ergrünen daher im Früh-

jahr deutlich später. Dies ist auch von brachgefallenem Grünland her bekannt (MEISEL & VON HÜBSCHMANN 1973).

Als ein weiteres Maß zur Abschätzung der Brachezeit kann die Bestandsstruktur herangezogen werden. So stellten NEUHÄUSL & NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ (1985) bei Arrhenatherion-Gesellschaften fest, daß Hochstauden und andere Kräuter im Verlauf der Sukzession zur Dominanz kommen. Untersuchungen von ARENS & SPEIDEL (1977/78) ergaben, daß sich Grünlandbrachen zu Hochstauden-Beständen entwickelten. Auch Gräser können auf Brachen sehr hohe Bedeckungsgrade erreichen. So ist die Gemeine Quecke (*Elymus repens*) in der Lage, sich innerhalb brachgefallener Gras- und Krautraine so intensiv auszubreiten, daß sie fast alle anderen Pflanzenarten unterdrückt.

Nach ELLENBERG (1986) ist es vielen Bäumen und Sträuchern nicht möglich, die Streubarriere zu überwinden, und es kommt über Jahre und Jahrzehnte hinweg zu einer Verzögerung der Ansiedlung von Gehölzen. Jedoch sind viele Arten mit Wurzeläusläufern, wie zum Beispiel Schlehe (*Prunus spinosa*) und Zitterpappel (*Populus tremula*), in der Lage, schrittweise einzuwandern.

BÜRING (1970) schätzt die Brachedauer nach dem Alter der aufkommenden Holzpflanzen und ihrer Wüchsigkeit in Spannen von etwa fünf Jahren ab, was auch für die vorliegende Untersuchung als Anhaltspunkt dient.

Das bei LINK & HARRACH (1998) aufgezeigte Verfahren zur Beurteilung des Pflegezustands von Gras- und Krautrainen wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung überarbeitet und konkretisiert (Übers. 8). Da die Wuchsorte der Gras- und Krautraine, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen standörtlich betrachtet weitestgehend vergleichbar sind, ist das Verfahren auf alle untersuchten gras- und krautdominierten linearen Biototypen anwendbar.

Maßgeblich für die Ermittlung der Pflegehäufigkeit ist neben der Pflegefrequenz der Flächenanteil der jeweiligen Pflegemaßnahme. Wird die Pflege über einen längeren Zeitraum betrachtet, bedeutet einmalige Pflege auf  $\leq 50\%$  der Fläche auch Mahd, Beweidung oder Mulchen alle 2 Jahre. Die einmalige Pflege auf  $\leq 25\%$  der Fläche entspricht einer Pflege alle 4 Jahre.

Neben dem Deckungsgrad der Filz- beziehungsweise Streuschicht ist die Mächtigkeit und somit die Durchlässigkeit dieser Sperrschicht (z. B. für Licht) in die Einstufung einzubeziehen. Sehr ausgeprägte Filz- beziehungsweise Streudichte zieht die Erhöhung des Grades der Verfilzung um eine Stufe nach sich.

Die Einstufung der Stauden- und/oder Gräserdominanz erfolgt maßgeblich nach dem Deckungsgrad der beiden meistdeckenden Taxa der zu betrachtenden linearen gras- und krautdominierten Kleinstruktur. Hierbei ist die Struktur des Bestands sowohl während der Vegetationsaufnahme als auch zum Zeitpunkt der Pflegezustandsbetrachtung heranzuziehen.

Eine meist durch steigende Stickstoffgaben ausgelöste Erhöhung der Nutzungsfrequenz von Grünlandbeständen vermindert die Artenvielfalt dieser Lebensräume (OPITZ VON BOBERFELD 1994). Hierdurch bedingt wird auch das Verhältnis der Artmächtigkeiten im Bestand verändert, wodurch einige wenige Arten zur Dominanz kommen. Gras- und krautdominierte linienförmige Strukturen weisen nur selten hohe ( $\geq 3$ ) bis sehr hohe



(≥ 5) Nutzungsfrequenzen auf. Die bei äußerst intensiver Pflege auftretende starke Dominanzbildung sehr weniger Arten ist bei der Einstufung des Merkmals Stauden- und/oder Gräserdominanz genauer zu betrachten und bei völlig gegenläufiger Ausprägung der weiteren Merkmale zur Beurteilung des Pflegezustands auszuklammern.

Übers. 8: Merkmale zur Beurteilung des Pflegezustands und deren Ausprägung

1. Pflegehäufigkeit (Mahd-, Weide- od. Mulchhäufigkeit)

1	2	3	4	5
≥ 2 x ganze Fläche	1 x ganze od. 2 x ≤ 50 % der Fläche	1 x ≤ 50 % der Fläche	1 x ≤ 25 % der Fläche	0 (keine Pflege)

2. Grad der Verfilzung

1	2	3	4	5
0 – ≤ 5 % der Fläche	> 5 – ≤ 12,5 % der Fläche	> 12,5 – ≤ 25 % der Fläche	> 25 – ≤ 50 % der Fläche	> 50 % der Fläche

3. Stauden- und/oder Gräserdominanz

1	2	3	4	5
0 – ≤ 25 % der Fläche	> 25 – ≤ 50 % der Fläche	> 50 – ≤ 75 % der Fläche	> 75 – ≤ 100 % der Fläche	> 100 % <sup>1)</sup> der Fläche

<sup>1)</sup> Unter Berücksichtigung der Bestandsschichtung kann die Bedeckung der dominanten Arten innerhalb der Probeflächen auch 100 % überschreiten.

4. Grad der Verbuschung

1	2	3	4	5
0 % der Fläche	> 0 – ≤ 5 % der Fläche	> 5 – ≤ 15 % der Fläche	> 15 – ≤ 30 % der Fläche	> 30 – ≤ 50 % der Fläche

Der Grad der Verbuschung wird nach der Deckung der aufkommenden Holzpflanzen und ihrer Wüchsigkeit eingestuft. Linienförmige Kleinstrukturen mit > 50 % Gehölzbedeckung sind dem Biotoptyp Gebüschraingehölz zuzuordnen (siehe Abschn. 5.2). Nach der Ausprägung der genannten Merkmale kann der Pflegezustand in fünf Pflegezustandsstufen (1 = sehr intensive Pflege, 2 = mäßig intensive Pflege, 3 = mäßig extensive Pflege, 4 = sehr extensive Pflege u. 5 = Brache) eingeteilt werden (Abb. 14). Anhand des so beschriebenen Schlüssels wurde jede gras- und krautdominierte linienförmige Struktur einer mittleren Pflegezustandsstufe<sup>20)</sup> zugeordnet. Hierbei war

<sup>20)</sup> Bei der Art und Weise der Mittelwertberechnung ist nach streng statistisch-mathematischem Maßstab der Median zu bevorzugen, da es sich bei den Pflegezustandsstufen um ordinale Größen und nicht um intervall- oder verhältnisskalierte Maßzahlen handelt. Um die Vergleichbarkeit mit den bei LINK &

jedoch zu beachten, daß sich bestimmte Merkmale auch gegenläufig zu anderen verhalten konnten. So schließt zum Beispiel eine dicke Streuschicht die Verbuschung über einen langen Zeitraum hinweg aus. Gegenläufige Merkmalsausprägungen waren vor allem bei Ergebnissen der Mittelwertbildung zwischen zwei Pflegezustandsstufen zu berücksichtigen.

## 4.5 Datenanalyse

### 4.5.1 Floristische, pflanzensoziologische und synsoziologische Auswertung

Die Analyse der auf floristisch-vegetationskundlichen Erhebungen basierenden Daten erfolgt analog zu Abschnitt 4.4.1 auf vier Ebenen. Am Ende dieses Abschnitts wird kurz auf die Auswertung sowohl 1991 als auch 1998 wiederholt untersuchter Gras- und Krautraine eingegangen.

#### Flora der gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope

Als ein Kriterium zur Bewertung der gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen für die Belange des Artenschutzes kann deren Pflanzenartenvielfalt herangezogen werden. Alle Taxa der Intensivstandorte (Tab. II im Anhang) werden in Abschnitt 6.1.1 bezüglich ihrer Stetigkeit beziehungsweise Häufigkeit, ihrer Verteilung auf die verschiedenen Biotoptypen (typische und in Sukzession begriffene Gras- und Krautraine, Gras- und Krautraine mit Baumreihe, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen) sowie ihrer Zugehörigkeit zu pflanzensoziologischen Einheiten (Gesellschaftsanschluß) näher betrachtet.

Angaben zur Stetigkeit (absolut od. in %) einer Art auf einer begrenzten Anzahl an Probenflächen erlauben Rückschlüsse auf deren Häufigkeit im Untersuchungsgebiet. Eine weitergehende Aussage über die flächendeckende Häufigkeit des Vorkommens der auf den Untersuchungsflächen erfaßten Taxa kann mit Hilfe der von ELLENBERG (1991) eingeführten „Meßtischblattfrequenz“ getroffen werden. Dieser Wert basiert auf dem Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland von HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1989). Die Meßtischblattfrequenz bezeichnet die „Häufigkeit schwarzer Punkte im Rasternetz der Bundesrepublik Deutschland“ (ELLENBERG 1991, S. 24).

Ebenso wie das Gesamtarteninventar der Intensivstandorte werden auch die gefährdeten und seltenen Pflanzenarten (zur Einstufung des Gefährdungsgrads der Farn- und Blütenpflanzen siehe Abschn. 4.5.2) nach Stetigkeit beziehungsweise Häufigkeit, Verteilung auf die verschiedenen Biotoptypen und Gesellschaftsanschluß ausgewertet (Abschn. 6.1.2).

In Tabelle II des Anhangs sind sowohl die absoluten als auch die prozentualen Stetigkeiten der Taxa typischer und in Sukzession begriffener Gras- und Krautraine mit den

---

HARRACH (1998) erzielten Ergebnissen zu ermöglichen, wird jedoch für die Mittelwertbildung auf das arithmetische Mittel zurückgegriffen. Die mittels Median berechneten Pflegezustandsstufen sind in Tabelle I des Anhangs zusätzlich aufgeführt.

bei LINK (1994) gewonnenen Ergebnissen gegenübergestellt.

Floristisch-ökologische Auswertung der Intensivprobeflächen

Da die floristischen Aufnahmen der Intensivprobeflächen einerseits von inhomogenen Probeflächen stammten und andererseits eine teilweise sehr hohe Artenvielfalt (bis 109 Taxa) aufwiesen, lag es nahe, zuerst eine grobe Ordnung der Bestandsaufnahmen durchzuführen. Dies erfolgte über die Gruppierung der Sippen nach pflanzensoziologischer Zugehörigkeit auf Klassenebene, wobei auch die Taxa ohne Gesellschaftsanschluß in die Betrachtung einbezogen wurden. Im Gegensatz zur klassischen Tabellenarbeit (siehe unten) war diese Vorgehensweise in Anlehnung an die ökologisch-soziologischen Artengruppen nach HILBIG et al. (1962) beschriftet worden, da Angaben zur soziologischen Stellung der Taxa auch Aussagen hinsichtlich ihrer ökologischen Amplitude erlauben.

Die Aufnahmen konnten anschließend in einem Zwischenschritt nach zunehmenden beziehungsweise abnehmenden prozentualen Anteilen tabellarisch geordnet werden (Übers. 9).

Übers. 9: Schematische Gruppierung der Intensivstandorte nach zu- beziehungsweise abnehmenden prozentualen Anteilen der unterschiedlichen Klassen

Anzahl Klasse Molinio-Arrhenatheretea in %	28,9	35,3	31,2
Anzahl Klasse Festuco-Brometea in %	13,8	4,1	1,9
Anzahl Klasse Sedo-Scleranthetea in %	11,0	6,8	3,3
...			
Anzahl Klasse Artemisietea in %	4,0	7,8	5,9
...			
Anzahl Klasse Secalinetea in %	3,1	5,8	11,0
Anzahl Klasse Chenopodietea in %	1,7	7,7	13,1
...			

Daran schloß sich die eigentliche floristische Gliederung der Intensivstandorte, getrennt nach typischen und in Sukzession begriffenen Gras- und Krautrainen, Gras- und Krautrainen mit Baumreihe, Wirtschaftswegmittelstreifen und Weidezäunen an. Wie bei der Herausarbeitung von Differentialarten pflanzensoziologischer Tabellen, wurden hier Taxa mit einer möglichst einheitlichen Amplitude und Stetigkeit zu Blöcken vereint. Ergebnis dieser Tabellenarbeit sind nach rein floristischen Kriterien erarbeitete Typen gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope und deren Übergangs- beziehungsweise Intermediärtypen (siehe Floristische Typen in Flor. Tab. I bis IV im Anhang).

### Pflanzensoziologische Auswertung floristisch uniformer Bestände der gras- und krautdominierten linearen Strukturen

Mit Hilfe der „klassischen Tabellenarbeit“ (VOLLRATH 1984) – unter anderem eingehend behandelt bei DIERSCHKE (1994), DIERSSEN (1990), ELLENBERG (1956), KNAPP (1971b) und KREEB (1983) – ist es möglich, aus einer Vielzahl einzeln erfaßter Pflanzenbestände abstrakte Pflanzengesellschaften abzuleiten.

Zuerst wurden die nach Biotoptypen vorsortierten Vegetationsaufnahmen zur sogenannten Roh-tabelle zusammengefaßt, und anschließend die in dieser Tabelle enthaltenen Taxa nach fallender Stetigkeit zur Stetigkeitstabelle umgestellt. Für die Vegetationsaufnahmen der Gras- und Krautraine erfolgte nun eine Sortierung nach soziologischer Zugehörigkeit der Taxa unter Berücksichtigung der Stetigkeit. Durch diesen Arbeitsschritt konnte die modifizierte Stetigkeitstabelle nach Klassenzugehörigkeit differenziert und aufgeteilt werden. Aus den so nach Klassen geordneten Tabellen waren nun Trennarten zur Gliederung der Vegetationseinheiten innerhalb der verschiedenen Klassen abzuleiten.

Nachfolgend wurden diese Teiltabellen zur standörtlich ausgerichteten Auswertung mittels Differentialarten („D“) weiter untergliedert. Nach mehrmaligem Umschreiben stand die Reintabelle am Ende dieses Arbeitsprozesses (Veg.-Tab. I bis XXVII im Anhang).

Die soziologische Zuordnung der Taxa (Tab. III im Anhang) erfolgte in der Regel nach OBERDORFER (1994). In strittigen Fällen wurde auf Angaben nach NOWAK (1990a) zurückgegriffen. Der Zahlenschlüssel und ein Kurzformel-Vorschlag für den Gesellschaftsanschluß der Arten entstammt VOLLRATH (1991a).

Es werden Charakterarten mit einem eindeutigen ‚Schwerpunkt‘ innerhalb einer Vegetationseinheit von ‚übergreifenden Charakterarten‘ unterschieden. Die soziologische Stellung einer übergreifenden Charakterart kann nicht exakt umrissen werden. Das betreffende Taxon weist, im Gegensatz zu Sippen, die keiner pflanzensoziologischen Einheit zuzuordnen sind, jedoch eine Kennartenfunktion auf. So dürfte zum Beispiel die in der heutigen Kulturlandschaft meist in Frischwiesen und Weiden der Ordnung Arrhenatheretalia vertretene Umbellifere *Anthriscus sylvestris* ihren Lebensraum ursprünglich in den Beständen der Glechometalia-Gesellschaften gefunden haben (MÜLLER 1983b). Der Wiesen-Kerbel charakterisiert somit sowohl vorwiegend die Ordnung Arrhenatheretalia als auch Glechometalia-Phytocoenosen. Die Kennziffern der übergreifenden Charakterarten sind in sämtlichen Tabellen des Anhangs (Tab., Flor. Tab., Veg.-Tab., Übers.-Tab.) *kursiv* gesetzt.

Bezüglich der syntaxonomischen Einordnung der Pflanzengesellschaften wurden zwei Wege beschritten. Durch Kenntaxa charakterisierte Vegetationseinheiten konnten bestimmten Assoziationen und deren Untereinheiten bis zur Subvariante zugeordnet werden<sup>21)</sup>. Pflanzengesellschaften, welche über keine Charakterarten im eigentlichen Sinne verfügten, wurden als „ranglose Gesellschaften“ (DIERSSEN 1990, S. 60 u. WILMANN 1989, S. 36) eingestuft.

---

<sup>21)</sup> Auf die Ausweisung von Fazies wurde verzichtet.

Von den auf Gras- und Krautrainen erstellten Aufnahmen konnten vier und von den betrachteten Ameisenhügeln drei nicht ausgewertet werden. Getrennt nach Biotoptypen entfielen auf Gras- und Krautraine 154, auf Wirtschaftswegmittelstreifen 12, auf lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen 19 und auf Ameisenhügel der linienförmigen gras- und krautdominierten Biotope 31 differenzierbare Bestandsaufnahmen.

### Synsoziologische Auswertung der Nanovegetationskomplexaufnahmen gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope

Die synsoziologische Auswertung der Nanovegetationskomplexaufnahmen folgt im wesentlichen der oben beschriebenen klassischen Tabellenarbeit, wobei die Vegetationseinheiten im Sinne der Taxa einer Vegetationstabelle behandelt werden.

Einzelne Nanovegetationskomplexe sind nur aus einer Vegetationseinheit aufgebaut. Dies bedeutet, daß der dann vorliegende Bestand einer Intensivprobestfläche relativ homogen strukturiert ist und Pflanzengesellschaft sowie Nanovegetationskomplex gleichlaufend sind.

### Wiederholt floristisch untersuchte Gras- und Krautraine

Im Zuge der 1998 durchgeführten floristischen Untersuchung der Intensivprobestflächen wurden 17 der bereits 1991 bearbeiteten Gras- und Krautraine (LINK 1994) gezielt wiederholt aufgesucht (Flor. Tab. V im Anhang).

Die tabellarische Auswertung dieser Bestände erfolgte über die Summierung der zu beiden Aufnahmezeitpunkten vorkommenden sowie der ausschließlich im Jahre 1991 vorhandenen Taxa und der seit 1991 hinzugekommenen Sippen. Hierbei fanden sowohl die Gesamtarten als auch die seltenen und gefährdeten Pflanzenarten Berücksichtigung.

Um die Übereinstimmung im Pflanzenarteninventar – also die Ähnlichkeit beziehungsweise Unähnlichkeit der Bestände – der 1991 und 1998 aufgenommenen Gras- und Krautraine numerisch fassen zu können, wurde auf den Gemeinschaftskoeffizienten von SØRENSEN (1948) zurückgegriffen:

$$S_s = [2c / (a + b + 2c)] \cdot 100$$

$a$  = Anzahl der auf Aufnahme 1 beschränkten Arten

$b$  = Anzahl der auf Aufnahme 2 beschränkten Arten

$c$  = Anzahl der in 1 und 2 gemeinsam vertretenen Arten

Der SØRENSEN-Koeffizient dient als Maßzahl für die Beschreibung der Affinität, also der „floristischen Verwandtschaft von Aufnahmen oder Gesellschaften“ (DIERSCHKE 1994, S. 284). Er gibt die Anzahl der aktuell auftretenden Übereinstimmungen, dividiert durch die Summe der den beiden zu vergleichenden Beständen theoretisch innewohnenden Gemeinsamkeiten, wieder. Das Verhältnis der Artenübereinstimmung wird in Prozent

ausgedrückt.  $S_s$  schwankt zwischen  $S_{smin} = 0$  (Aufnahme 1 und 2 enthalten keine gemeinsamen Arten) und  $S_{smax} = 100$  (Aufnahme 1 und 2 sind bezüglich der Artenzusammensetzung identisch).

Die Angaben zur Verwandtschaft der floristischen Aufnahmen der Intensivprobeflächen beziehen sich ausschließlich auf die Krautschicht. Einerseits sollte eine gewisse Vergleichbarkeit mit der Berechnung weiterer Kennziffern – zum Beispiel der mittleren ökologischen Zeigerwerte (Abschn. 4.5.3) – gewahrt bleiben. Andererseits weisen nicht alle Intensivprobeflächen eine Strauchschicht auf (gut 50 %), was zu einem gewissen Ungleichgewicht in der Beurteilung der Affinität der floristischen Bestände führen kann. Ein Vergleich der Berechnung mit und ohne Strauchschicht zeigt jedoch, daß die Werte für  $S_s$  nur geringfügig variieren. Weiterhin basiert der SØRENSEN-Koeffizient allein auf der Gesamtartenzahl.

Gegenüber anderen Gemeinschaftskoeffizienten – zum Beispiel JACCARD (1901) (siehe u. a. DIERSSEN 1990, GLAVAC 1996 u. WILDI 1986) – werden für die Berechnung des Koeffizienten von SØRENSEN gemeinsame Arten höher gewichtet. DIERSCHKE (1994) spricht dem SØRENSEN-Koeffizient eine statistisch befriedigendere Grundlage sowie eine bessere praktische Anwendbarkeit als anderen Berechnungsansätzen zu. Darüber hinaus zeigt ČEŠKA (1966) eine Vielzahl von Möglichkeiten zur Verwendung und Modifizierung des Gemeinschaftskoeffizienten von SØRENSEN auf, was ebenfalls als Vorteil im Verhältnis zu anderen Verfahren zur Berechnung der floristischen Affinität von Aufnahmen oder Gesellschaften zu werten ist.

Die für den Abschnitt 6.3 maßgeblichen Floristischen Tabellen V bis VII im Anhang weisen jeweils die Ähnlichkeiten ( $S_s$ ) zwischen den floristischen Aufnahmen der Gras- und Krautraine der Untersuchungsjahre 1991 und 1998 aus. Der SØRENSEN-Koeffizient wird nicht für die floristische Affinität zwischen den Beständen der verschiedenen Intensivstandorte angegeben, da nur der syndynamischen Fragestellung zur Entwicklung der Floristischen Typen über die Zeit nachgegangen werden soll.

#### 4.5.2 Gefährdungsgrad der Farn- und Blütenpflanzen sowie der Pflanzengesellschaften und Biotoptypen

Neben der Artenvielfalt bietet das Vorkommen gefährdeter und seltener Pflanzenarten eine weitere Bewertungsgrundlage für die Schutzwürdigkeit gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope der Agrarlandschaft. Für alle folgenden Ausführungen wird diese Gruppe bedrohter Arten unter dem Begriff ‚bemerkenswerte Arten (bemA)‘ zusammengefaßt. Die Einstufung der Taxa nach ihrem Gefährdungsgrad erfolgt über verschiedene „Rote Listen“ und die „Änderungstendenz“ nach ELLENBERG (1991).

Als Grundlage für die Auswertung der vorliegenden Florenliste (Tab. II im Anhang) nach bemerkenswerten Arten dient die „Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens“ (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNEREN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1996)<sup>22)</sup>. Um die in den verschiedenen Landesteilen Hessens unter-

<sup>22)</sup> Die zur genannten Roten Liste erfolgten Nachträge (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1999) sind für die vorliegende Auswertung nicht relevant.

schiedliche Gefährdungssituation vieler Arten darstellen zu können, ist diese Rote Liste in insgesamt vier Regionen aufgeteilt. Die Regionalisierung folgt im wesentlichen der Naturraumgliederung Hessens nach KLAUSING (1988).<sup>23)</sup>

Der für die vorliegende Arbeit betrachtete Untersuchungsraum befindet sich nach der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens zum größten Teil in der Region Nordwest (Naturraum Grundgebirgsschollenland). Das Untersuchungsgebiet Staufenberg und der östliche Teil des Untersuchungsgebiets Oberwalgern/Holzhausen liegen am westlichen Rand der Region Nordost (Naturraum Hessisches Bruchschollentafelland). Hieraus folgernd wurde die betreffende Rote Liste sowohl für das Gesamtgebiet des Landes Hessens als auch für die Regionen Nordwest und Nordost ausgewertet.

Neben der regionalen Bedeutung gras- und krautdominierter linearer Biotope für den Artenschutz ist auch deren überregionale Refugialfunktion für großräumig gefährdete Arten zu beachten. Aus diesem Aspekt heraus wurde zusätzlich die „Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands“ nach KORNECK et al. (1996) in die Auswertung einbezogen.

Als bemerkenswerte Taxa sind Arten der Gefährdungskategorien **0** (ausgestorben oder verschollen), **1** (vom Aussterben bedroht), **2** (stark gefährdet) und **3** (gefährdet) sowie **G** (Gefährdung anzunehmen, jedoch mangels Information nicht exakt einzustufen) und **R** (seit jeher extrem seltene bzw. sehr lokal vorkommende Arten) einzustufen (Gefährdungskategorien nach HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1996 sowie KORNECK et al. 1996). Die nach der in Tabelle II des Anhangs mit den Gefährdungskategorien **V** (Vorwarnliste, zurückgehende Art), **D** (Daten mangelhaft) und \* (derzeit nicht als gefährdet anzusehen) gemäß der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens ausgewiesenen Sippen werden nicht als bemerkenswerte Arten behandelt.

Die Änderungstendenz nach ELLENBERG (1991) gibt Aufschluß über den Wandel im Verbreitungsbild der Pflanzenarten innerhalb der letzten Jahrzehnte. Hieraus kann abgeschätzt werden, inwieweit eine betreffende Art mehr und mehr schwindet, sie in ihrer Frequenz stagniert oder ob sie in Ausbreitung begriffen ist. Als bemerkenswert erachtet der Verfasser Arten mit Änderungstendenz 1 bis 3, das heißt verschwundene oder fast verschwundene und weiter zurückgehende bis regional unterschiedlich oder weniger stark schwindende Taxa.

Die in Tabelle II des Anhangs als bemerkenswert ausgewiesenen Taxa (**fettgedruckt**) sind dann als solche zu bezeichnen, wenn sie entweder in den oben genannten Roten Listen aufgeführt sind, der Änderungstendenz 1 bis 3 zugerechnet werden oder beide Kriterien erfüllen.

Die Beurteilung eines Lebensraums für den Arten- und Biotopschutz alleine nach dem Inventar an Rote-Liste-Arten ist nach BERGMIEIER & NOWAK (1988) nicht ausreichend. So werden Phytocoenosen mittlerer Wuchsorte oft unterbewertet, da die gefährdeten Pflanzenarten meist an extreme Standortbedingungen (naß, trocken, sauer, kalkreich,

---

<sup>23)</sup> Der Landschaftsraum (u. a. SCHMITHÜSEN 1963 u. 1976) ist als Referenzgebiet für die Erstellung von Roten Listen seltener und bedrohter Pflanzen- sowie Tierarten dem Naturraum vorzuziehen (siehe Abschn. 3.2). Dieser Maßgabe sollten auch die Roten Listen gefährdeter Pflanzengesellschaften sowie Biotoptypen folgen.

etc.) angepaßt sind. In diesem Zusammenhang ist zum Beispiel der sehr hohe Anteil der in Schleswig-Holstein gefährdeten Phytocoenosen von bereits 70 % aller in diesem Bundesland heimischen Pflanzengesellschaften gegenüber 44 % bei einzelnen Pflanzenarten zu sehen (DIERSSEN et al. 1988). Der hohe Prozentsatz an gefährdeten Pflanzengesellschaften spiegelt auch die fortschreitende Nivellierung der Landschaft wider, die vor allem durch zunehmend gleichförmige Nutzung verursacht wird.

Zur Beurteilung des Gefährdungsgrades der Phytocoenosen gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstrukturen und deren Biotoptypen liegt für das Bundesland Hessen nur die von BERGMEIER & NOWAK (1988) erarbeitete „Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens“ vor.

In Ermangelung weiterer Angaben zu anderen Vegetationseinheiten und aufgrund der großen zeitlichen Distanz zur Aufstellung der Roten Liste von BERGMEIER & NOWAK (1988) muß, um ein möglichst umfassendes Bild der Gefährdungssituation der untersuchten Phytocoenosen und Biotoptypen gewinnen zu können, auf zusätzliche Quellen angrenzender Bundesländer und des Bundesgebiets zurückgegriffen werden. Durch die Hinzuziehung weiterführender, über Hessen hinausgehender Roter Listen der Pflanzengesellschaften beziehungsweise Biotoptypen kann zudem die überregionale Bedeutung der gras- und krautdominierten linearen Strukturen für den Biotop- und Artenschutz verdeutlicht werden.

Zur Beurteilung des Gefährdungsgrades der Phytocoenosen sowie Lebensraumtypen gras- und krautdominierter linearer Biotope wurden folgende Schriften ausgewertet:

#### Angaben zur Gefährdung von Pflanzengesellschaften

Hessen:	Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens (BERGMEIER & NOWAK 1988)
Bayern:	Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften – I. Naturnahe Wälder und Gebüsche (WALENTOWSKI et al. 1990)
	Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften – II. Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften (WALENTOWSKI et al. 1991a)
	Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften – III. Außer-alpine Felsvegetation, Trockenrasen, Borstgrasrasen und Heidekraut-Gestrüppe, wärmebedürftige Saumgesellschaften (WALENTOWSKI et al. 1991b)
Thüringen:	Die Pflanzengesellschaften Thüringens – Gefährdung und Schutz (WESTHUS et al. 1993)
Nordrhein-Westfalen:	Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen (VERBÜCHELN et al. 1995)



Rheinland-Pfalz:	Liste der Pflanzengesellschaften von Rheinland-Pfalz mit Zuordnung zu Biotoptypen und Angaben zum Schutzstatus nach § 24 Landschaftspflegegesetz (LPfIG) (WAHL 1992)
Deutschland:	Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2002)

### Angaben zur Gefährdung von Biotoptypen

Hessen:	Hessische Biotopkartierung (HB) – Kartieranleitung (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1995)
Deutschland:	Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994)

Die Rote Liste der Pflanzengesellschaften der Wiesen und Weiden Hessens (BERGMEIER & NOWAK 1988) wird nach sogenannten „Gefährdungssituationen“ geographisch und nach Gefährdungskategorien unterteilt. Die geographische Gliederung Hessens erfolgt nach landschaftlichen Großräumen. Der in der vorliegenden Arbeit betrachtete Untersuchungsraum befindet sich im „hessischen Mittelgebirgsland“ (Großlandschaft II). Bei der Gliederung nach Gefährdungskategorien wird zum einen die „Gefährdung durch Flächenrückgang (Quantitative Gefährdung)“ und zum anderen die „Gefährdung durch floristische Verarmung und/oder Degradierung der Bestände (Qualitative Gefährdung)“ berücksichtigt.

Den ausgewerteten bayerischen Roten Listen der Pflanzengesellschaften (WALENTOWSKI et al. 1990, 1991a u. 1991b) ist ein aus sieben Einzelkriterien (z. B. Intaktheit des angestammten Areals) zusammengesetzter Gesamtgefährdungsgrad zu entnehmen, der die Aspekte Ist-Zustand im Gebiet, Veränderungen früher – heute, gegenwärtige Tendenzen und Abhilfemöglichkeiten nebeneinander betrachtet.

Die Einstufung der Gefährdung thüringischer Pflanzengesellschaften (WESTHUS et al. 1993) folgt ähnlich den Gefährdungskategorien nach BERGMEIER & NOWAK (1988) einer zusammenfassenden Einschätzung, wobei die Gefährdung durch Flächenrückgang, die floristische Verarmung und der Wandel in der Bestandsstruktur sowie die Abnahme der Vielfalt an Ausbildungsformen in die Betrachtungen einbezogen werden. Die Gesamtgefährdung der Phytocoenosen entspricht nach WESTHUS et al. (1993) aufgrund mangelnden Kenntnisstandes meist der geschätzten Gefährdung durch Flächenrückgang. Als Bezugsraum für die Einstufung der Gefährdung der Pflanzengesellschaften Thüringens dient das Gesamtgebiet; es findet keine Regionalisierung statt.

Die in der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Nordrhein-Westfalens (VERBÜCHELN et al. 1995) festgehaltene Einschätzung der derzeitigen Bestandessituation integriert quantitative (allgemeiner Rückgang während der letzten Jahrzehnte) und qualitative (schleichende Degradation durch Verarmung und Veränderung der Artenzusammensetzung) Merkmale in einer Gefährdungskategorie, wobei die unterschiedlichen Aspekte nicht gesondert aufgeführt werden. Der Bezugsraum ist nach Naturräumen ge-

gliedert. Für die vorliegende Untersuchung wird jedoch nur die Gesamtgefährdungssituation ausgewertet, um die Vergleichbarkeit zu Bayern und Thüringen zu wahren.

Der § 24 des Landschaftspflegegesetzes (LPfG) Rheinland-Pfalz nennt gesetzlich geschützte Biotoptypen. In der Liste der Pflanzengesellschaften von Rheinland-Pfalz (WAHL 1992) werden die dort aufgeführten Vegetationseinheiten bestimmten Biotoptypen zugeordnet. Hierdurch kann der Gefährdungsgrad der genannten Phytocoenosen abgeleitet werden, wobei die Größe (Mindestgröße) und Ausprägung (die Pflanzendecke soll zu 50 % aus Charakterarten und typischen Begleitern bestehen) des jeweiligen Biotoptyps, innerhalb dessen die betreffende Pflanzengesellschaft vorkommt, ausschlaggebend für die Einstufung des Gefährdungsgrades ist.

Die Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2002) weist neben einer gesamträumlichen Betrachtung eine regionalisierte Gefährdungsabschätzung – Tiefland, Hügel- und Bergland, Alpen – auf. Da bereits neben hessischen Angaben weitere Rote Listen der Pflanzengesellschaften umliegender Bundesländer Berücksichtigung finden, bleibt die Regionalisierung der bundesdeutschen Liste unberücksichtigt.

Für Hessen liegt keine explizite Rote Liste der Biotoptypen vor. Die Kartieranleitung zur Hessischen Biotopkartierung weist aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvolle Biotope aus (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1995). Biotope werden im Rahmen der Hessischen Biotopkartierung erfaßt, wenn „das Gebiet aufgrund der vorkommenden Biozosen (Pflanzen und/oder Tiere) für den Arten- und Biotopschutz wertvoll ist, das heißt die Biotoptypenspezifischen Kartierungsanforderungen (Kartierschwellen) erfüllt sind und das Gebiet zu mehr als 75 % seiner Fläche von einem einzelnen“ ... „Biotoptypen eingenommen wird“ (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ ebd., S. 5). Als Kartierschwellen dienen Kartierungsuntergrenzen, wobei vor allem die Ausprägung beziehungsweise Ausbildung des jeweiligen Biotoptyps berücksichtigt wird.<sup>24)</sup>

Die Gefährdungskriterien und -kategorien der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994) stimmen im wesentlichen mit der bei BERGMIEIER & NOWAK (1988) getroffenen Gliederung überein. Die Beurteilung der Gefährdungssituation von Biotoptypen nach der bundesdeutschen Liste erfolgt nach den Kriterien „Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust)“ und „Gefährdung durch qualitative Veränderungen (schleichende Degradierung/Vernichtung bestimmter Ausprägungen)“. Darüber hinausgehend wird noch die „Regenerationsfähigkeit“ der verschiedenen Biotoptypen eingeschätzt. Nach RIECKEN et al. (1994, S. 20) wird unter Regenerationsfähigkeit sowohl das „biotopeigene Potential zur (selbständigen) Regeneration nach Beendigung negativer Beeinträchtigungen als auch die Möglichkeit einer Wiederentwicklung („Regenerierbarkeit“) durch gestaltendes Eingreifen des Menschen“ verstanden.

---

<sup>24)</sup> In der Anlage 1 der Kartieranleitung zur Hessischen Biotopkartierung wird zum Beispiel für den Biotoptyp „Grünland feuchter bis nasser Standorte“ als Kartierungsuntergrenze festgelegt, daß ausschließlich Ausbildungen dieses Biotoptyps zu kartieren sind, die keine negativen Veränderungen durch starke Düngung oder intensive Beweidung erfahren haben (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1995).

Aufgrund unterschiedlicher natürlicher Gradienten (Geologie, Klima etc.) und kulturgeschichtlicher Entwicklungen erfolgt eine grobe Regionalisierung der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Als Basis dient vor allem die naturräumliche Gliederung Deutschlands nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962). Der im Rahmen der vorliegenden Arbeit betrachtete Untersuchungsraum befindet sich innerhalb der Region „Westliche Mittelgebirge“ und umfaßt unter anderem das Hessische Bergland sowie das Rheinische Schiefergebirge. Neben der Gesamtbeurteilung der regionalen Gefährdung wird auch eine Beurteilung der Gefährdungssituation des jeweiligen Biotoptyps für das gesamte Bundesgebiet durchgeführt.

#### 4.5.3 Standortbeurteilung anhand ökologischer Bestandeszahlen

Zur ersten Ansprache der Standortbedingungen auf den gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen wurde für die Floristischen Typen der Intensivprobeflächen und die Pflanzengesellschaften homogener Probeflächen auf die vielfach angewandten ökologischen Zeigerwerte (Ö) nach ELLENBERG et al. (1991) zurückgegriffen. Indikatoren für die Charakterisierung des Standorts waren die Feuchte- (F), Reaktions- (R) und Stickstoff- beziehungsweise Nährstoffzahlen (N), welche sowohl für einzelne Bestände (mÖ), als auch für Pflanzengesellschaften beziehungsweise Floristische Typen (MÖ) ermittelt wurden<sup>25)</sup>.

Die Art und Weise der Mittelwertberechnung (arithmetisches Mittel od. Median) wird in der Literatur aus verschiedenen Blickwinkeln betrachtet (u. a. KOWARIK & SEIDLING 1989 sowie MÖLLER 1987). Bei den ökologischen Zeigerwerten handelt es sich um ordinale Größen und nicht um intervall- oder verhältnisskalierte Maßzahlen. Nach streng statistisch-mathematischem Maßstab ist es nicht statthaft, das arithmetische Mittel der ökologischen Zeigerwerte für einen Bestand zu bilden (KOWARIK & SEIDLING 1989, MÖLLER 1987 sowie WERNER & PAULISSEN 1991).

BÖCKER et al. (1983, S. 45) halten dem entgegen, „daß für die Berechnung der mittleren Zeigerzahl die Verschiebung der floristischen Zusammensetzung die maßgebende Größe ist“. Auch VOLLRATH & SOLOMATIN (1976) befürworten eine arithmetische Mittelwertbildung, da sich die ökologischen Zeigerwerte nach steigender beziehungsweise fallender Ausprägung der jeweiligen Faktoren linear anordnen lassen. Der Verfasser schließt sich der von BÖCKER et al. (1983) sowie VOLLRATH & SOLOMATIN (1976) vertretenen Meinung an und verwendet in Kenntnis der statistischen Bedenken – nicht zuletzt aus Gründen der Vergleichbarkeit mit anderen Studien – ebenfalls die arithmetische Berechnungsweise für die mittleren ökologischen Zeigerwerte. Abschließend sei in Hinblick auf die anhaltende Kontroverse um die Zeigerwertberechnung noch auf das von MÖLLER (1992, S. 27f.) Geschriebene verwiesen: „Im übrigen ist zu empfehlen, das

<sup>25)</sup> Ö: drückt allgemein das ökologische Verhalten der Pflanzenarten zu den Standortfaktoren Licht (L), Temperatur (T), Kontinentalität (K), Feuchte (F), Reaktion (R), Stickstoff- beziehungsweise Nährstoffhaushalt (N) und Salzgehalt des Bodens (S) aus,  
mÖ: ökologischer Zeigerwert für den Bestand bezüglich eines der genannten Faktoren (bei der Berechnung der mÖ wurde ausschließlich die Krautschicht betrachtet),  
MÖ: ökologischer Zeigerwert für Pflanzengesellschaften oder anderweitig gruppierte Pflanzenbestände bezüglich der genannten Standortfaktoren (Gruppenmittelwert).

arithmetische Mittel von Zeigerzahlen nur dann durch mathematisch unbedenkliche Methoden zu ersetzen, wenn diese zu einer mindestens ebenso guten ökologischen Aussage führen“.

Die Gruppenmittelwerte (MÖ) für die Pflanzengesellschaften homogener Probeflächen sowie der Floristischen Typen der Intensivstandorte wurden ebenfalls arithmetisch gemittelt.

Neben der Fragestellung zur Mittelwertbildung ist auch die Gewichtung der ökologischen Zeigerwerte von Bedeutung (u. a. SPATZ et al. 1979, VOLLRATH 1981 sowie VOLLRATH & SOLOMATIN 1976). Bei der sogenannten „qualitativen“ Berechnung der Zeigerwerte wird nur die Präsenz beziehungsweise Absenz von Pflanzenarten berücksichtigt, wobei jeder Art gleich stark Rechnung getragen wird. Bei der „quantitativen“ Ermittlung der Zeigerwerte fließen die Massenanteile beziehungsweise die Artmächtigkeit der Arten in die Betrachtung ein, was zu einer Gewichtung entweder nach Massenprozenten oder nach Gewichtungsfaktoren führt (u. a. LANDOLT 1977 sowie VOLLRATH & SOLOMATIN 1976).

Die unterschiedlichen Methoden werden in der Literatur kontrovers diskutiert. Die qualitative Berechnung wird unter anderem von ELLENBERG (1991) bevorzugt. Er weist darauf hin, daß die Menge beziehungsweise der Deckungsgrad einer Pflanzenart im Bestand nicht nur von ihrem Standort, sondern auch von ihrer arteigenen Wuchsform herührt. Somit sind Einzelgänger, wie zum Beispiel Orchideen, in ihrer Funktion als Indikator bei einer quantitativen Betrachtung massenhaft auftretenden Gräsern oder Kräutern unterlegen. Dieser Meinung schließt sich auch KOWARIK & SEIDLING (1989) an.

WEINMEISTER (1985, S. 578) empfiehlt hingegen eine gewichtete Zeigerwertberechnung und verweist darauf, „daß eine Gewichtung (quantitative Berechnung) vor allem bei Aufnahmen (Gesellschaften) mit wenigen dominierenden Arten unbedingt erforderlich ist“. VOLLRATH & SOLOMATIN (1976) plädieren ebenfalls für eine quantitative Auswertung der Zeigerwerte nach den von ihnen ausgearbeiteten Gewichtungsfaktoren.

Ein von BÖCKER et al. (1983) angestellter Vergleich zwischen gewichteter und ungewichteter Berechnungsmethode erbringt für die Licht-, Temperatur-, Kontinentalitäts- und Feuchtwerte eine durchschnittliche Abweichung um 0,1 Einheiten. Die Reaktions- und Stickstoff- beziehungsweise Nährstoffwerte variieren im Mittel um 0,2 Einheiten. Verglichen mit der von BÖCKER et al. (1983) angegebenen Fehlergrenze von etwa 0,5 bis 1,0 Einheiten bei Einzelaufnahmen ist der Unterschied zwischen qualitativer und quantitativer Auswertung zu vernachlässigen.

Bei dem von BÖCKER et al. (ebd.) betrachteten, sehr umfangreichen Aufnahmematerial treten die größten Unterschiede zwischen qualitativer und quantitativer Berechnungsmethode dann auf, wenn nur wenige Zeigerarten in die Auswertung eingehen. Das vorliegende Aufnahmekollektiv weist größtenteils hohe Artenzahlen pro Aufnahme auf, so daß auch hierdurch bedingt keine größeren Abweichungen zwischen den Auswertungsmethoden zu erwarten sind.

Nach STEINRÜCKEN (1998, S. 9) entspricht die ungewichtete Berechnung stärker dem Ziel, „Zeigerwerte von einzelnen Arten auf Bodenparameter zu eichen“. Eine Beziehung zwischen Artmächtigkeit und Ausprägung des Bodenkennwerts ist nach Auffassung von

STEINRÜCKEN (ebd.) auf extrem anthropogen geprägten Standorten, wie zum Beispiel Äckern, nicht bindend.

Für die vorliegende Untersuchung wurden die ökologischen Zeigerwerte der Bestände unter Abwägung der oben genannten Gründe – geringe Abweichung zwischen qualitativer und quantitativer Berechnung, zumeist artenreiche Bestände der gras- und krautdominierten linearen Strukturen, häufig auftretende Störungen zum Beispiel über Verletzung der Grasnarbe durch Bodenbearbeitungsgeräte oder bodenwühlende Tiere – ungewichtet beziehungsweise qualitativ berechnet. Dies geschah nicht zuletzt auch aus Gründen der Vergleichbarkeit mit anderen ökologischen Studien.

Für alle ökologischen Untersuchungen mit Hilfe von Zeigerwerten ist zu beachten, daß diese nur „orientierenden Charakter“ aufweisen (ELLENBERG 1991, S. 62). Sie erlauben einen raschen Überblick über die vorliegenden Standortverhältnisse, sollten aber den Anwender nicht zu einer Überbewertung dieser oder gar zum Verzicht auf ökologische Messungen verleiten.

Zusätzlich zu den ökologischen Zeigerwerten wurde die Evenness „ $E$ “ (1) für die einzelnen Bestände berechnet (u. a. BASTIAN & SCHREIBER 1994, DIERSSEN 1990 u. MAGURRAN 1988). Sie stellt eine Maßzahl dar, die den erreichten Grad einer maximal möglichen Gleichverteilung von Arten eines Bestandes, unabhängig von dessen Artenzahl, beschreibt. Je ausgeprägter die Gleichverteilung oder Entropie der Arten in einem Bestand ist, desto höher fällt der Wert für die Evenness aus (bis max. 1). Bei zunehmender Dominanz weniger oder nur einer Art kann die Evenness bis 0 absinken.

$$(1) E = H' / \ln n \qquad (1a) H'_{\max} = \ln n$$

$E$  = Evenness

$H'$  = Mannigfaltigkeit, Diversitäts- beziehungsweise Informationsindex (SHANNON-Index)

$n$  = Artenzahl

Grundlage für die Berechnung der Evenness bildet die Diversität (Mannigfaltigkeit) einer Biocoenose. Sie wird durch den aus der Informationstheorie (Informationsindex nach SHANNON 1976) abgeleiteten Diversitätsindex „ $H'$ “ (2) ausgedrückt. Mit zunehmender Entropie der Arten steigt der Wert für  $H'$  an und erreicht bei absoluter Gleichverteilung aller Arten sein Maximum. Die Maximalwerte von  $H'$  steigen ihrerseits logarithmisch mit wachsender Artenzahl  $n$  (1a). Wenn alle Individuen einer Art angehören, wird unabhängig vom Deckungsgrad der Wert für  $H' = 0$ . Um einen Vergleich von Vegetationsbeständen unterschiedlicher Artenzahlen zu gewährleisten, muß eine Normierung erfolgen (1).

$$(2) H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (2a) p_i = n_i / N$$

$n_i$  = Deckungs-Anteil der einzelnen Arten aus  $N$

$N$  = Gesamtdeckung

$p_i$  = relative Häufigkeit je Fläche der  $i$ -ten Art

Eine Berechnung der Evenness ist nur dann sinnvoll, wenn die nach BRAUN-BLANQUET (1964) ermittelten Artmächtigkeitsangaben in eine prozentuale Skala umgewandelt werden (Tab. 4).

Tab. 4: Transformation der BRAUN-BLANQUET-Skala in eine Prozent-Skala (nach Tabula, Vers. 5, BORCHERT 1998)

Artmächtigkeit BRAUN-BLANQUET	Deckungsgrade (%)	
	Spanne	Mittelwert
r	> 0 bis ≤ 0,1	0,05
+	> 0,1 bis ≤ 1	0,55
1	> 1 bis ≤ 5	3,0
2	> 5 bis ≤ 25	15,0
3	> 25 bis ≤ 50	37,5
4	> 50 bis ≤ 75	62,5
5	> 75 bis ≤ 100	87,5

#### 4.6 Eingesetzte EDV-Programme

Die Berechnung der Bestandeszeigerwerte sowie der Evenness und des SØRENSEN-Koeffizienten (Abschn. 4.5) wurde mit Hilfe des Programms Tabula, Version 5, durchgeführt (BORCHERT 1998). Um die unterschiedlichen Schätzverfahren auf eine vergleichbare Ebene zu bringen, waren die für die Aufnahme floristisch uniformer Bestände gras- und krautdominierter linearer Biotope verwandten Schätzintervalle ,2m', ,2a' und ,2b' (Abschn. 4.4) unter dem Artmächtigkeitswert ,2' zu vereinen. Der für Sippen ohne Mengenangabe eingesetzte Wert ,v' wurde allgemein zu ,+' umgesetzt.

Sämtliche im Text integrierten und im Anhang beigefügten Karten wurden mit Ausnahme der Abbildungen 6 und 46 (Macromedia Freehand, Vers. 8 u. höher) mit dem Programm PCMap in der Version 10.x erstellt.

## **5 ERFASSUNG GRAS- UND KRAUTDOMINIERTER LINEARER LEBENS-RÄUME MITTELS BIOTOP- UND NUTZUNGSTYPEN-KARTIERUNG**

Biotop- und Nutzungstypenkartierungen stellen eine wesentliche Grundlage für die naturschutzbezogene Forschung und Planung dar. Als Beispiel auf Länderebene durchgeführter Biotopkartierungen können die Hessische Biotopkartierung (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1995) und die Biotopkartierung Bayern (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997a u. 1997b) genannt werden. Weiterhin findet die Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung in der Landschaftsplanung, der Eingriffs- und Ausgleichsregelung im Zuge der Bauleitplanung sowie im Rahmen der Erstellung von Pflegeplänen Anwendung. Gerade für sehr schmale lineare Lebensräume gilt es, möglichst exakte Erhebungsmethoden sowie Darstellungsmöglichkeiten zu entwickeln.

Um die flächenhafte Verteilung der Biotop- und Nutzungstypen in einem Teilgebiet des Untersuchungsgebiets Königsberg exemplarisch darzustellen, wurde für die Schieferkaut eine Biotop- und Nutzungstypenkartierung durchgeführt (Karte 1 im Anhang).

### **5.1 Selektive versus flächendeckende Biotopkartierung**

Ziel der selektiv erfolgenden Biotopkartierung ist die systematische und wissenschaftlich begründete Inventarisierung der aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvollen Landschaftsteile. Hierbei werden Biotopeigenschaften nach einem Biotoptypenschlüssel (Gliederung der anzusprechenden Kartierungseinheiten nach vegetationskundlichen, strukturellen und standörtlichen Merkmalen) qualitativ und quantitativ erfaßt (horizontale und vertikale Struktur, Dynamik in der Zeit, Vorhandensein bestimmter Biotopelemente, Flächenausdehnung u. räumlicher Bezug zu anderen Biotoptypen) und beschrieben (u. a. allgemeine Beschreibung des Biototyps, Verbreitung, Standortangaben). Schließlich können Biotopkomplexe ausgewiesen werden, worunter Landschaftsausschnitte mit unterschiedlichen Biotopen, die in einem funktionalen und räumlichen Zusammenhang stehen, zu verstehen sind.

Die vorliegende Studie verfolgt einen flächendeckenden Ansatz für die Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung. Flächendeckende Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung ist auf die gesamte Fläche des jeweilig zu kartierenden Landschaftsausschnitts bezogen. Die verschiedenen Biotope werden nach bestimmten Kriterien typisiert, wobei zuerst eine Einteilung in Hauptgruppen (z. B. Meere u. Küsten, terrestrische u. semiterrestrische Biotoptypen der Ebene, des Hügel- u. Berglandes) erfolgt. Die Einteilung der eigentlichen Biotoptypen verläuft entlang prägender Gradienten. Als differenzierende Merkmale sind die Komplexität der vertikalen Gliederung (Vertikalstruktur, Schichtung: gering → hoch), der Feuchtegradient (naß/feucht → trocken), die Nährstoffsituation (oligotroph → hypertroph) sowie der Grad anthropogener Überformung (naturnah →

naturfern) von Bedeutung (SSYMANK et al. 1993). Nicht alle Gradienten werden zur Biotoptypendifferenzierung gleichzeitig herangezogen.

Im Gegensatz zur selektiven Biotopkartierung wird im Rahmen der flächendeckenden Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung zunächst keine Wertung der verschiedenen Kartierungseinheiten vorgenommen. Die Erfassung der Biotop- und Nutzungstypen erfolgt also wertfrei und kann durch weitergehende Untersuchungen ergänzt werden (z. B. floristische Kartierung auf den Flächen der erfaßten Biotop- und Nutzungstypen). Hierdurch wird es zum Beispiel möglich, ein floristisches Raummuster zu erarbeiten, welches Rückschlüsse auf zukünftige Entwicklungen eines Landschaftsausschnitts erlaubt.

Insgesamt betrachtet ist die flächendeckende Biotop- und Nutzungstypenkartierung aufwendiger und zeitintensiver. Der Vorteil liegt jedoch in der sehr hohen Flächenrepräsentanz (im Rahmen der selektiven Biotopkartierung werden nur ca. 40 % der Fläche erfaßt).

## 5.2 Biotop- und Nutzungstypenkartierung am Beispiel des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut

Für die flächendeckende Kartierung der Biotop- und Nutzungstypen innerhalb des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut (Abb. 15) wurde nach Vorgaben von RIECKEN et al. (1993 u. 1994) ein Kartierungsschlüssel erstellt (Übers. 10). Bei der Einordnung der verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen erfolgt zuerst die Nennung des **Hauptschlüssels** (z. B. [KR]). Nachfolgend wird der Hauptschlüssel durch den **Nebenschlüssel** (z. B. [KT]) konkretisiert. Hauptschlüssel und Nebenschlüssel ergeben einen **zusammengesetzten Primärschlüssel** (z. B. [KR|KT]). Die klassifizierten Biotoptypen werden zum Teil noch nach Lichtverhältnissen und Wasserdargebot weiter untergliedert.

In der nachfolgenden Übersicht 10 sind nur die für das Teilgebiet Schieferkaut relevanten Biotop- und Nutzungstypen aufgeführt (Karte 1 im Anhang). Eine Erweiterung dieses Kartierungsschlüssels ist jederzeit möglich, wobei die Kartierungseinheiten bei gegebener Fragestellung noch durch zusätzliche Differenzierungskriterien (z. B. Morphologie des Biotops, Grenzlinienverlauf, Wasserführung) feiner zu unterteilen sind.

Die Erstellung der Biotop- und Nutzungstypenkarte des Teiluntersuchungsgebiets Königsberg-Schieferkaut hatte zum Ziel, die verschiedenen Kartiereinheiten genau abzugrenzen und die Flächen der Biotop- und Nutzungstypen exakt zu erfassen, um letztendlich ein möglichst genaues Abbild der tatsächlich vorkommenden linienförmigen und flächigen Strukturen zu erhalten. Hierbei standen vor allem linienförmige Biotope und im besonderen Gras- und Krautraine sowie Wirtschaftswege im Vordergrund. Dies konnte nur durch den Einsatz technischer Hilfsmittel erreicht werden.





Abb. 15: Teiluntersuchungsgebiet Königsberg-Schieferkaut von Südwesten nach Nordosten

Übers. 10: Kartierungsschlüssel zur Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung

### 1. Linienförmige Biotoptypen

#### Gras- und Kraustraine [KR]:

- von Gräsern und Kräutern dominierte Raine; Mindestlänge 7,5 m, maximale Breite 10 m, mindestens dreifach so lang wie breit.

KT = typische Gras- und Kraustraine; Pflegezustandsstufen 1-4 (siehe Abschn. 4.4.3),

KS = in Sukzession begriffene Gras- und Kraustraine mit Pflegezustandsstufe 5 (siehe Abschn. 4.4.3); Gehölzbedeckung  $\leq 50\%$  (Gras- u. Kraustraine mit  $> 50\%$  Gehölzbedeckung sind dem Biotoptyp Gebüschraingehölz [GR|GG] zuzuordnen).

Untergliederung nach den vorherrschenden Lichtverhältnissen in nicht beschattete [n.b.] und beschattete [b.] Bereiche.

#### Gräben [GN]:

- im Bereich der Schieferkaut kommen nur gras- und krautdominierte Gräben entlang der Wirtschaftswege vor.

GK = gras- und krautdominierte Gräben.

Untergliederung nach Wasserdargebot in temporär wasserführend [t.w.] und permanent

wasserführend [p.w.]. Wegen der geringfügigen Flächenausbreitung der Gräben erfolgt keine weitere Differenzierung nach Lichtverhältnissen.

#### Wirtschaftswege [WE]:

- in Anlehnung an RIECKEN et al. (1993 u. 1994).

WS = geschotterte Wirtschaftswege,

WG = Graswege (teilweise offen, verdichtet).

Da der weitaus größte Teil der Wirtschaftswege nicht beschattet ist, wird auf eine weitere Unterteilung nach Lichtverhältnissen verzichtet.

#### Von Gehölzen dominierte linienförmige Strukturelemente (Gehölzraine) [GR]:

GG = Gebüschraingehölze (im Gegensatz zum flächigen Gebüsch mit linienförmigem Verlauf),

GS = Gebüschraingehölzsaum,

HG = Heckenraingehölze,

HS = Heckenraingehölzsaum,

RG = Gehölzreihen; junge, eng stehende Strauch- beziehungsweise Baumpflanzungen (z. B. Einfriedungen od. Zierhecken),

RS = Gehölzreihensaum.

Die von Gehölzen dominierten linienförmigen Strukturelemente werden in der Karte 1 im Anhang in der Regel zusammen mit den begleitenden Säumen dargestellt, da die Säume selbst bei dem vorliegenden Maßstab von 1 : 1.000 zumeist nicht mehr ausreichend kartographisch zu erfassen sind. Mit Ausnahme von Teilen des südwestlichen Bereichs der Schieferkaut ist in der Regel der Standraum der jeweiligen Gebüsch- und Heckenraingehölze sowie Gehölzreihen mit dazugehörigem Saum in der Karte wiedergegeben. Säume sind in den Teilbereichen dargestellt, in denen der schraffierte Beschattungsbereich kleiner als die Fläche der Gebüsch- und Heckenraingehölze sowie Gehölzreihen ist.

---

## 2. Flächig ausgebildete Biotop- und Nutzungstypen

### Landwirtschaftlich genutzte Flächen [LN]:

AG = genutztes Ackerland,

GG = genutztes Grünland.

### Ruderalflächen [RF]:

- Ruderalflächen im weiteren Sinne (nach HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1995): hierunter fallen unter anderem Biotope mit kleinflächiger Ausbreitung, die nicht den linienförmigen Kleinstrukturen zuzuordnen sind (z. B. kleinflächige Brennessel-Bestände).

RD = ausdauernde Ruderalflächen.

Für die Ruderalflächen unterbleibt eine weitere Unterteilung nach Lichtverhältnissen.

#### Flächig ausgebildete Gebüsche [GF]:

GG = flächig ausgebildete Gebüsche,

GS = Saum eines flächig ausgebildeten Gebüschs.

#### Feldgehölze [FG]:

FK = Kernbereich der Feldgehölze, bestehend aus Baum- und Strauchschicht sowie Mantel; Ausdehnung  $\geq 300$  bis  $2500 \text{ m}^2$  (nach AUWECK 1979),

FS = Feldgehölzsaum.

#### Durch Einzelsträucher, Einzelbäume, Baumreihen oder Baumbestände gebildete Biotope [SB]:

- in Anlehnung an AUWECK (1979).

SE = Einzelsträucher (ein od. zwei zusammenstehende, als Sträucher zu bezeichnende Gehölze),

BE = Einzelbäume (ein od. zwei zusammenstehende, als Bäume zu bezeichnende Gehölze),

BR = Baumreihen (überwiegend kontinuierliche Aufreihung von mindestens 5 Bäumen, ein- bzw. zweireihig, Bedeckung der Baumschicht  $> 50 \%$ ),

BB = Baumbestände (Anhäufung von  $> 15$  Bäumen, ohne Obstbäume).

#### Streuobstbestände [SO]:

GG = Streuobstbestände mit Grünlandnutzung.

#### Bauwerke [BW]:

- nach RIECKEN et al. (1993 u. 1994).

BG = Gebäude.

---

### 3. Beschattungsbereiche

Die Beschattungsbereiche werden unterteilt in: ‚Beschattungsbereiche innerhalb der Rodungsinsel Schieferkaut‘ und ‚Waldschatten‘.

---

Als Grundlage für die mit Hilfe des Kartographie-Programms PCMap – Version 10.x – erarbeitete Biotop- und Nutzungstypenkarte des Teilgebiets Schieferkaut sollten ursprünglich Orthophotos (Kontaktpapierabzug vom Schwarz-Weiß-Negativ) im Maßstab 1 : 10.000 (OP-10-Nr.: 4-6612 u. 4-6812, Abb. 9) aus dem Jahre 1994 dienen. Nach ersten Interpretationsversuchen der schwarzweißen Orthophotos war rasch festzustel-

len, daß diese unter der Maßgabe der Erkennung sehr schmaler linienförmiger Kleinstrukturen über zu geringen Kontrast zwischen den verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen verfügten und sich für die genannte Zielsetzung nicht eigneten. So war zum Beispiel der Übergang von der Böschung – längs des quer durch das Teiluntersuchungsgebiet Schieferkaut verlaufenden Schotterwegs als Grünland- sowie Ackerrain ausgebildet – über den wegbegleitenden Graben hin zum flachgründigen Wegrain nicht eindeutig zu unterscheiden.

Durch die Verwendung eines Color-Infrarot(CIR)-Luftbilds (Farbkontakt auf Photopapier vom Infrarot-Dia, Maßstab 1 : 6.000, Aufnahmejahr: 1986, Abb. 16) wird dieser Nachteil ausgeglichen. CIR-Filme eignen sich besonders gut für die Vegetations-, Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung, „da die Vegetation im nahen Infrarot-Bereich ein größeres Reflexionsvermögen besitzt als in dem für das menschliche Auge sichtbaren Bereich“, woraus „eine stärkere Farb- und Helligkeitsdifferenzierung, die das Erkennen und Abgrenzen unterschiedlicher Biotoptypen erleichtert“, resultiert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995, S. 17).

Das Color-Infrarot(CIR)-Luftbild wurde hochauflösend (1.200 dpi) mit 256 Farben<sup>26)</sup> eingescannt. Die Georeferenzierung und Einpassung in das Gauß-Krüger-Koordinatensystem erfolgte mit Hilfe des Bildverarbeitungsprogramms ER-Mapper (Vers. 5).

Orthophotos sind bereits entzerrt und weisen im Maßstab 1 : 10.000 vier Paßkreuze mit genauer Angabe der Rechts- und Hochwerte auf. Hierdurch wird die digitale Georeferenzierung erleichtert und durch den exakten Blattschnitt ist es möglich, größere Gebiete mittels der vorhandenen Paßpunkte problemlos zu einer Luftbildkarte zusammenzuführen (Abb. 9).

Für das Color-Infrarot(CIR)-Luftbild war die Entzerrung noch vorzunehmen. Der entscheidende Faktor stellte die Anzahl der zur Georeferenzierung zur Verfügung stehenden Geländepunkte dar. Die Stützpunkte für die Geokodierung konnten dem bereits genordeten Orthophoto entnommen werden. Problematisch gestaltete sich die Auswahl der Paßpunkte. Zur Georeferenzierung dienten vor allem Wegkreuzungen und markante Punkte im Gelände, die auf beiden Aufnahmen zu finden waren (z. B. Gebäude im südwestlichen Bereich des Teiluntersuchungsgebiets Schieferkaut). Für den die Schieferkaut umgebenden Wald und für den östlichen Teilbereich konnten nicht genügend Paßpunkte gefunden werden. Deshalb waren größere Abweichungen zwischen dem schwarzweißen Orthophoto und dem CIR-Luftbild zu erwarten.

Der beim Vergleich der beiden Bilder mittels digitaler Übereinanderschichtung tatsächlich aufgetretene Fehler ist jedoch zu vernachlässigen. Die relativ geringen Abweichungen sind neben den teilweise zu weit auseinander liegenden Haltepunkten auch in der zeitlichen Differenz zwischen 1986 und 1994 zu sehen. So wechselt die durch Pflügen bearbeitete tatsächliche Ackerfläche oft jährlich, wodurch sich die Breite der an den Acker angrenzenden linienförmigen Strukturen vergrößert oder verkleinert.<sup>27)</sup>

---

<sup>26)</sup> Die Anzahl der Farben wird begrenzt, um eine Klassifizierung der verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen zu ermöglichen. Dies ist vor allem bei vielfältigen Landschaftsausschnitten mit einer großen Zahl von Biotop- und Nutzungstypen von Bedeutung, da bei zu großer Farbenvielfalt keine klare Unterscheidung mehr durchgeführt werden kann.

<sup>27)</sup> Die Nutzungsart der Acker- und Grünlandflächen im Untersuchungsgebiet Königsberg-Schieferkaut unterlag seit 1986 jedoch insgesamt keiner Veränderung.

Das Color-Infrarot(CIR)-Luftbild reicht im östlichen Teilbereich der Schieferkaut nicht bis an den Rand der Rodungsinsel (Abb. 16). Der fehlende Teil des Luftbilds ist einerseits sehr klein und konnte andererseits problemlos durch das schwarzweiße Orthophoto ausgeglichen werden, da hier nur Grünland und Wald aufeinander treffen.

Nach der Georeferenzierung und Einpassung des Color-Infrarot(CIR)-Luftbilds in das Gauß-Krüger-Koordinatensystem entspricht die Kantenlänge eines Pixels 20 cm in der Natur. Hierdurch können auch sehr schmale linienförmige Strukturen am Bildschirm kartographisch erfaßt und im Rahmen der Biotop- und Nutzungstypenkartierung interpretiert werden.

Im nächsten Arbeitsschritt wurden die Grenzen zwischen den Biotop- beziehungsweise Nutzungstypen in einem einheitlichen Linientyp digitalisiert. Es entstand eine Konturkarte der Biotop- und Nutzungstypen. Anschließend war diese Arbeitskarte im Gelände zu verifizieren. Gleichzeitig konnten die umrissenen Flächen mit Hilfe des vorliegenden Kartierungsschlüssels zur Biotop- und Nutzungstypenkartierung (Übers. 10) typisiert werden. Nach der Korrektur der Grenzlinien zwischen den Kartierungseinheiten und der Zuweisung der Flächen zu den im Gelände kartierten Biotop- und Nutzungstypen am Rechner erfolgte ein erneuter Feldvergleich. Die Geländearbeiten fanden in den Jahren 1998 und 1999 statt.

Diese Vorgehensweise zur Interpretation von Color-Infrarot(CIR)-Luftbildern entspricht einer Kombination der vom BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1995) aufgezeigten Arbeitsschritte. Das Erkennen von Sachverhalten beziehungsweise Strukturen im Luftbild wird demzufolge in eine unbewußte – bekannte Objekte werden angesprochen, eingeordnet und benannt – und bewußte Identifikation, worunter das schwierige Erkennen von Sachverhalten über Indikatoren durch einen auf Fachwissen gestützten Denkprozeß zu verstehen ist, unterschieden. Bei der vorliegenden Arbeitsweise werden beide Arbeitsschritte im Rahmen der Geländebegehungen integriert. Für eine möglichst exakte Erfassung der tatsächlich vorkommenden Biotop- und Nutzungstypen ist eine Kombination zwischen rechnergestützter Bildauswertung und Feldvergleich unerläßlich! Luftbildinterpretation ohne Verifizierung im Gelände führt unweigerlich zu Fehleinschätzungen der vorliegenden Vegetationsdecke und somit auch der Biotop- und Nutzungsstruktur.

In Karte 1 im Anhang sind neben den Biotop- und Nutzungstypen zusätzlich Beschattungsbereiche ausgewiesen. Die Beschattungsbereiche innerhalb der Rodungsinsel Schieferkaut geben den tatsächlichen Schattenwurf der von Gehölzen dominierten linienförmig und flächig ausgebildeten Biotope wieder (Definition siehe Übers. 10). Der südliche Bereich des Untersuchungsgebiets Königsberg-Schieferkaut war bedingt durch den Schattenwurf mit rechnergestützter Luftbildauswertung nur schwer von den angrenzenden Waldbeständen abzugrenzen. Die Grenzlinie wurde mit Hilfe der digital vorliegenden Flurkarte ergänzt. Die durch den Waldschatten nicht einsehbaren Biotopstypen mußten im Gelände vermessen und in die Konturkarte eingetragen werden.

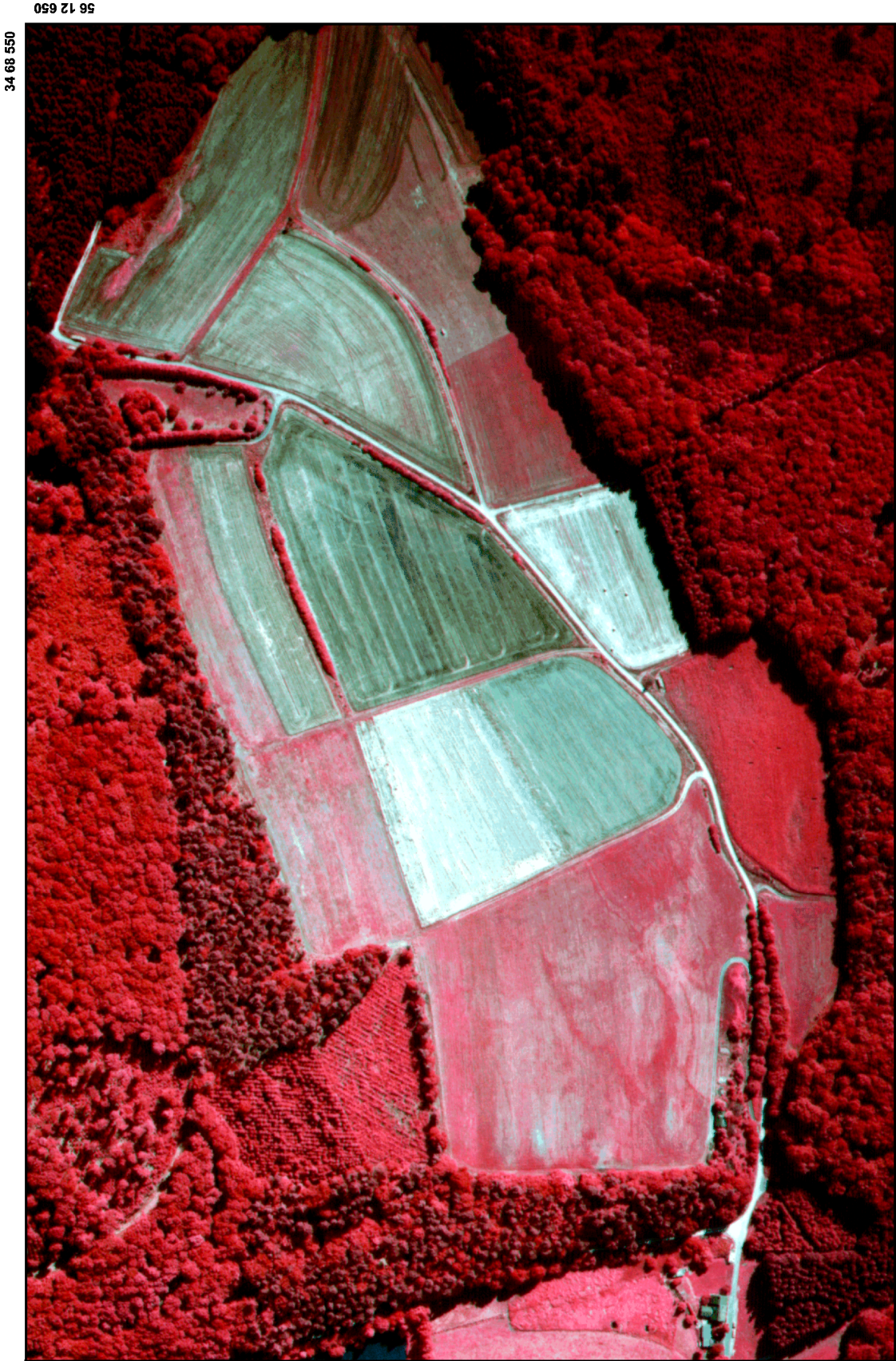


Abb. 16: Color-Infrarot(CIR)-Luftbild des Teiluntersuchungsgebiets Königsberg-Schieferkaut im Maßstab 1 : 3.750

Aufbauend auf die in Karte 1 im Anhang dargestellte Identifikation der verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen, ist als weiterer Arbeitsschritt die eigentliche Interpretation, also das Erklären kausaler sowie funktionaler Zusammenhänge und die Prognose sowie Steuerung zukünftiger Entwicklungen (z. B. Extensivierung der Nutzung in Teilbereichen zur Erhaltung und Entwicklung der Artendiversität), anzustreben (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995).

So bietet die vorliegende Biotop- und Nutzungstypenkarte eine wertvolle Grundlage für eine flächenscharfe floristische Erhebung in diesem Landschaftsausschnitt. Jeder Biotop- und Nutzungstyp kann bei möglichst genauer Flächenangabe mit der betreffenden Florenliste in Relation gesetzt werden (Angabe von Artenzahlen pro Flächeneinheit). Es besteht die Möglichkeit, die Arten- und Biotopschutzfunktion der verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen nicht mehr nur qualitativ, sondern auch quantitativ auszuwerten. Dies ist auch Ziel weitergehender Überlegungen zur Erfassung floristischer Raummuster für die Entwicklung eines raum- und zeitbezogenen Nutzungskonzepts der Gemarkung Königsberg (LINK & SCHMITT 1998).

## 6 FLORA DER LINIENFÖRMIGEN BIOTOPE

### 6.1 Flora der gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope

#### 6.1.1 Gesamtarteninventar

Als ein Kriterium zur Bewertung gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstrukturen für die Belange des Arten- und Biotopschutzes kann deren Pflanzenartenvielfalt herangezogen werden. Im folgenden Abschnitt wird näher auf die Anzahl, Stetigkeit beziehungsweise Häufigkeit, Verteilung und Soziologie der auf den Intensivprobeflächen (Karten 2 bis 8 im Anhang) vorkommenden Taxa eingegangen.

In Tabelle II des Anhangs<sup>28)</sup> sind neben den Taxa der Intensivprobeflächen auch Sippen aufgelistet, die im Untersuchungsgebiet Königsberg innerhalb der in Abbildung 9 (Abschn. 3.3.1) dargestellten Teiluntersuchungsgrenzen auf weiteren gras- und krautdominierten linearen Biotopen vorkommen. Außerdem sind in Tabelle II die von LINK (1994) erfaßten Taxa aufgeführt. Darüber hinaus werden dort die Sippen floristisch uniformer Bestände der Gras- und Krautraine, Mittelstreifen der Wirtschaftswege, linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen sowie Ameisenhügel dokumentiert (siehe auch Veg.-Tab. I bis XXVII im Anhang).

Auf der Grundlage der in Abschnitt 4.4.1 aufgezeigten und in Tabelle II des Anhangs dokumentierten floristisch-vegetationskundlichen Erhebungen konnten für den mittelhessischen Raum über einen Zeitraum von 1991 bis 1999 auf gras- und krautdominierten linienförmigen Biotopen 509 Taxa erfaßt werden. Davon waren ein Taxon bis zur Familie, 10 Taxa bis zur Gattung, zwei Sippen auf der Rangstufe der Section, 454 Taxa auf Artebene (incl. Artengruppen, Endung: agg.) und 42 Taxa bis zur Unterart bestimmbar. Es traten 11 Hybriden (Bastarde) und 6 Varietäten (davon eine Hybridvarietät, Abk.: nothovar.) auf; ein Taxon wurde auf der Rangstufe der Form (forma, niedrigste systematische Kategorie unterhalb der Art, SCHUBERT & WAGNER 1991) beschrieben und erfaßt.

Während der floristisch-vegetationskundlichen Aufnahme der in Mittelhessen untersuchten gras- und krautdominierten linienförmigen Biotope konnte der Autor annähernd fließende Übergänge zwischen *Poa pratensis* Linnaeus 1753 und *Poa angustifolia* Linnaeus 1753 feststellen. Aufgrund dessen erfolgte zur Charakterisierung dieser Übergangsformen eine Beschreibung der jeweiligen Taxa nach der Blattform. Es wurden drei Sippen unterschieden:

*Poa pratensis*: Blattspreiten flach, gefaltet oder rinnig, bis 5 mm breit, allmählich zugespitzt, bis zu 25 cm lang.

<sup>28)</sup> Die Tabelle II im Anhang ist primär nach Artengruppen (Aggregaten) gegliedert und folgt somit der bei WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) gewählten Abfolge der Taxa. Das der Familie Fabaceae zugehörige Taxon wird alphabetisch zugeordnet. Die nur bis zur Gattung (Endung: spec.) bestimmbar sind Sippen werden zuerst genannt, da die Taxa nach Rangstufen von oben nach unten aufgelistet werden. Die Einordnung der mit ‚x‘ zwischen Gattungs- und Artnamen gekennzeichneten Hybriden erfolgt zusammen mit den Arten, Unterarten etc. alphabetisch.

Die absoluten und prozentualen Stetigkeiten der Taxa der Gras- und Krautraine (typische u. in Sukzession begriffene) der 1998 durchgeführten floristischen Aufnahme wurden den Angaben nach LINK (1994) gegenübergestellt. Hierdurch kann für jedes Taxon die Änderung der Stetigkeit zwischen den Aufnahmejahren 1991 und 1998 abgelesen werden.



*Poa pratensis* forma (Abk.: f.) *angustifolia*: Blattspreiten flach oder rinnig bis gefaltet (dann leicht entfaltet), 2-4 mm breit, bis 35 (-45) cm lang.

*Poa angustifolia*: Blattspreiten borstlich gefaltet, 1-2 mm breit, sehr schwer entfaltet, kurz, bis zu 20 cm lang.

Ob die hier als *Poa pratensis* f. *angustifolia* angesprochene Form mit der 1856 von FÜCKEL (zit. nach BUTTLER & SCHIPPMANN 1993) beschriebenen *Poa pratensis* f. *longifolia* übereinstimmt, bleibt zu hinterfragen.

In Relation zu der in der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNERN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1996) genannten Gesamtzahl von 1810 Taxa kommen auf den gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen in Mittelhessen mit 509 Taxa knapp 30 % aller im Bundesland Hessen nachgewiesenen Sippen vor. Die Bezugsgrößen dieser Gegenüberstellung – Erfassung der Sippen auf unterschiedlichen Rangstufen – sind hier jedoch nicht ohne weiteres vergleichbar (zu dieser Problematik siehe SCHNEDLER 1997). Nach kritischer Durchsicht der Tabelle II des Anhangs verbleiben noch 480 Sippen vergleichbarer taxonomischer Rangstufe. Nach dem bereinigten Ergebnis bieten die betrachteten Gras- und Krautraine, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen des mittelhessischen Untersuchungsraums 26,5 % aller hessischen Taxa einen Lebensraum!<sup>29)</sup>

Sippen, welche nur bis zur Familie beziehungsweise Gattung bestimmbar waren, wurden von der Betrachtung ausgeschlossen. Dies galt ebenso für Aggregate und ‚Arten im weiteren Sinne (sensu lato, Endung: s. l.)‘, wenn in der Liste der Taxa mittelhessischer gras- und krautdominierter linienförmiger Biotope weitere Taxa unterhalb dieser Sippen aufgeführt waren (z. B. *Alchemilla vulgaris* agg.: *Alchemilla monticola*, *Alchemilla vulgaris*, *Alchemilla xanthochlora*). Wurde ein Taxon ausschließlich als Aggregat oder Art im weiteren Sinne bestimmt (z. B. *Ranunculus polyanthemos* agg.), waren diese Sippen als ‚Art im engeren Sinne‘ zu werten und in die Summe aller Taxa einzubeziehen. Varietäten waren von der Betrachtung ausgeschlossen, außer wenn diese als Zusatz nur einer genannten Art beziehungsweise Hybride in Tabelle II des Anhangs geführt wurden (z. B. *Rosa corymbifera* var. *corymbifera*). Wenn eine Art in eine oder mehrere Unterarten aufgespalten werden konnte, waren nur die Unterarten zu summieren. Wurden zum Beispiel *Lotus corniculatus*, *Lotus corniculatus* subsp. *corniculatus* und *Lotus corniculatus* subsp. *hirsutus* floristisch erfaßt, so ergab dies bei der Zählung vorderhand drei Sippen, obwohl tatsächlich nur zwei für das bereinigte Ergebnis zu berücksichtigen waren.

*Poa pratensis* f. *angustifolia* wurde als Art im engeren Sinne in die Summe der Taxa gras- und krautdominierter linearer Strukturen einbezogen. Dies galt auch für die auf der Rangstufe der Section erfaßten *Taraxacum*-Sippen.

Auf den 91 untersuchten Intensivprobeflächen konnten über die Vegetationsperiode 1998 hinweg 417 Taxa erfaßt werden. Hiervon kamen auf typischen und in Sukzession begriffenen Gras- und Krautrainen (62 Intensivstandorte) 365 sowie auf mit einer Baumreihe bestandenen Gras- und Krautrainen (5 Probeflächen) 117 Sippen vor. Des weiteren entfielen auf Mittelstreifen von Wirtschaftswegen (10 Standorte) 191 und auf lineare Strukturen unterhalb von Weidezäunen (14 Intensivprobeflächen) 212 Taxa. Im folgenden werden die Summen aller pro Biotoptyp beziehungsweise gras- und krautdominierter linienförmiger Kleinstruktur gefundenen Taxa als ‚Gesamtarten‘ bezeichnet. Durch die Wahl dieses Begriffs soll unter anderem der Unterschied zur Anzahl an ‚bemerkenswerten Arten‘ (Abschn. 6.1.2) zum Ausdruck kommen. Die in diesem Abschnitt aufgezeigten Auswertungen nehmen überwiegend auf die intensiv un-

<sup>29)</sup> Nach KAULE (1991) können auf den von ihm genannten Raintypen über 1000 Gefäßpflanzen leben. Somit sind auf den mittelhessischen gras- und krautdominierten linienförmigen Biotopen knapp 50 % aller im Bundesgebiet potentiell vorkommenden Taxa dieses Lebensraumtyps anzutreffen.

tersuchten Probeflächen Bezug. Für die Intensivstandorte liegen auf allen Untersuchungsebenen vollständige Daten vor.

Eine Möglichkeit, den Gefährdungsgrad der Taxa gras- und krautdominierter linearer Biotope abzuschätzen, bietet deren Stetigkeit. Unter Stetigkeit ist die „Häufigkeit des Auftretens einer Art innerhalb eines Kollektivs von Beständen“ zu verstehen (DIERSSEN 1990, S. 40). Die absolute und prozentuale Stetigkeit der auf den Intensivprobeflächen vorkommenden Sippen ist Tabelle II im Anhang zu entnehmen. Stetigkeits-Prozentwerte können zum Beispiel für Vergleiche pflanzensoziologischer Tabellen oder zur Beurteilung der Stetigkeitsveränderung über die Zeit (Sukzessionsdynamik) in sogenannte Stetigkeitsklassen umgesetzt werden. Es bedeutet dabei:

Klasse V:	> 80	bis	≤ 100 %
Klasse IV:	> 60	bis	≤ 80 %
Klasse III:	> 40	bis	≤ 60 %
Klasse II:	> 20	bis	≤ 40 %
Klasse I:	> 10	bis	≤ 20 %
Klasse +:	> 5	bis	≤ 10 %
Klasse r:	> 0	bis	≤ 5 %

Wie Tabelle 5 zeigt, kommen knapp die Hälfte der Gesamtarten auf 5 oder weniger Prozent der betrachteten Intensivprobeflächen vor. Nur 7 Taxa sind auf 73 und mehr Gras- und Krautrainen, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und unterhalb von Weidezäunen zu finden (Stetigkeitsklasse V). Auf die Stetigkeitsklassen III bis V entfallen 45 Gesamtarten, was einem Anteil von 10,8 % entspricht. Die überwiegende Anzahl der Taxa (372) ist nur mit einer Stetigkeit ≤ 40 % anzutreffen (Stetigkeitsklassen r bis II).

Für die typischen (KR|KT) und die in Sukzession begriffenen Gras- und Krautraine (KR|KS) verläuft sowohl die absolute als auch die prozentuale Stetigkeit der dort vorkommenden Sippen nahezu vergleichbar mit denen der gesamten Intensivstandorte. Zum einen entfallen auf die typischen und in Sukzession begriffenen Gras- und Krautraine mit 62 Standorten gut zwei Drittel der Intensivprobeflächen und zum anderen weisen diese mit 365 von insgesamt 417 Taxa die weitaus höchste Artenvielfalt auf. Bei den Gras- und Krautrainen mit Baumreihe (KR|KB), den Weidezäunen und weniger stark ausgeprägt bei den Wirtschaftswegmittelstreifen fällt auf, daß vor allem die Taxa mit einer Stetigkeit > 60 % anteilig stärker vertreten sind. Dies liegt im Wegfall der Stetigkeitsklasse r begründet, wodurch das Gesamtverhältnis der übrigen Stetigkeitsklassen verschoben wird.

Insgesamt fällt auf, daß die Zunahme der Taxa von Stetigkeitsklasse V hin zu Stetigkeitsklasse r nicht geradlinig verläuft. Bis auf die mit Baumreihen bestandenen Gras- und Krautraine, bei denen auch die Stetigkeitsklasse + wegen zu geringem Probeflächenumfang ausfällt, ist im Übergang von Stetigkeitsklasse II zu I ein deutlicher Rückgang der Artenzahl festzustellen. Diese Tendenz tritt bei LINK (1996a) nur andeutungsweise zutage.

Tab. 5: Nach Biotoptypen gegliederte Stetigkeitsverteilung für die Gesamtarten der Intensivprobeflächen

Stetigkeit <sup>1)</sup>	Intensivstandorte gesamt		KR KT <sup>2)</sup> & KR KS <sup>3)</sup>		KR KB <sup>4)</sup>		Wege <sup>5)</sup>		Weidezäune	
	abs.	%	abs.	%	abs.	%	abs.	%	abs.	%
V	7	1,7	8	2,2	18	15,4	10	5,2	33	15,6
IV	15	3,6	12	3,3	13	11,1	14	7,3	19	9,0
III	23	5,5	24	6,6	20	17,1	18	9,4	13	6,1
II	65	15,6	64	17,5	21	18,0	43	22,5	45	21,2
I	48	11,5	52	14,3	45	38,5	31	16,2	30	14,2
+	52	12,5	51	14,0	-	-	75	39,3	72	34,0
r	207	49,6	154	42,2	-	-	-	-	-	-

1) Stetigkeit in Stetigkeitsklassen angegeben

2) typische Gras- und Krautraine

3) in Sukzession begriffene Gras- und Krautraine

4) Gras- und Krautraine mit Baumreihe

5) Mittelstreifen der Wirtschaftswege

Eine weitere Aussage über die Häufigkeit des Vorkommens der auf den gras- und krautdominierten linearen Kleinstrukturen erfaßten Taxa kann mit Hilfe der von ELLENBERG (1991) eingeführten „Meßtischblattfrequenz“ getroffen werden. Dieser Wert basiert auf dem Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland von HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1989). Die Meßtischblattfrequenz selbst bezeichnet die „Häufigkeit schwarzer Punkte im Rasternetz der Bundesrepublik Deutschland“ (ELLENBERG 1991, S. 24).

Von den 417 auf den Intensivprobeflächen gefundenen Taxa konnten 373 mit einer Meßtischblattfrequenz versehen werden. Wie aus Abbildung 17 hervorgeht, ist der überwiegende Anteil der vorkommenden Gesamtarten fast überall zu finden (194 GAZ). Nur 18 Taxa gelten als selten oder mäßig selten (Meßtischblattfrequenz 3 bzw. 4, zur Abstufung der Meßtischblattfrequenz siehe ELLENBERG 1991, S. 76).

Für alle Intensivprobeflächen bleibt festzuhalten, daß die Flora der betrachteten Gras- und Krautraine, Mittelstreifen der Wirtschaftswege und Weidezäune überwiegend von Ubiquisten aufgebaut wird. Dies allein läßt jedoch noch keinen Schluß hinsichtlich der Gefährdung der Pflanzenarten dieser Biotope zu. Ein weiteres Kriterium hierfür stellt die Veränderung der Frequenz im zeitlichen Verlauf und die Anzahl der Wuchsorte pro Rasterfeld dar. Diesbezüglich gibt die Meßtischblattfrequenz keine Auskunft. Eine mehr dynamische Betrachtung soll erst Bestandteil der Ausführungen in Abschnitt 6.1.2 sein und wird vorerst zurückgestellt.

Die Verteilung der Gesamtarten auf die Biotoptypen ergibt ein im wesentlichen dreigeteiltes Bild (Abb. 18). Die typischen (KR|KT) und die in Sukzession begriffenen Gras- und Krautraine (KR|KS) weisen mit 365 Taxa die höchste Gesamtartenvielfalt auf, was einem Anteil von 87,5 % an der Summe aller auf den Intensivprobeflächen vorkommenden Sippen entspricht. Auf den Mittelstreifen der Wirtschaftswege und auf den linienförmigen Strukturen unterhalb von Weidezäunen finden sich mit 191 beziehungs-

weise 212 Taxa nur noch ungefähr die Hälfte aller auf den Intensivstandorten wachsenden Gesamtarten. Für die Gras- und Kraustraine mit Baumreihe (KR|KB) ist mit 117 Taxa, was nur noch gut einem Viertel aller auf den Intensivprobeflächen wachsenden Sippen entspricht, im Verhältnis zu den anderen Biotoptypen eine geringe Gesamtartenvielfalt zu verzeichnen. Aus Tabelle 6 gehen nachfolgend die Gesamtartenzahlen pro Biotoptyp und die mittleren sowie die minimal beziehungsweise maximal vorkommenden Anzahlen an Taxa der intensiv untersuchten Probeflächen hervor.

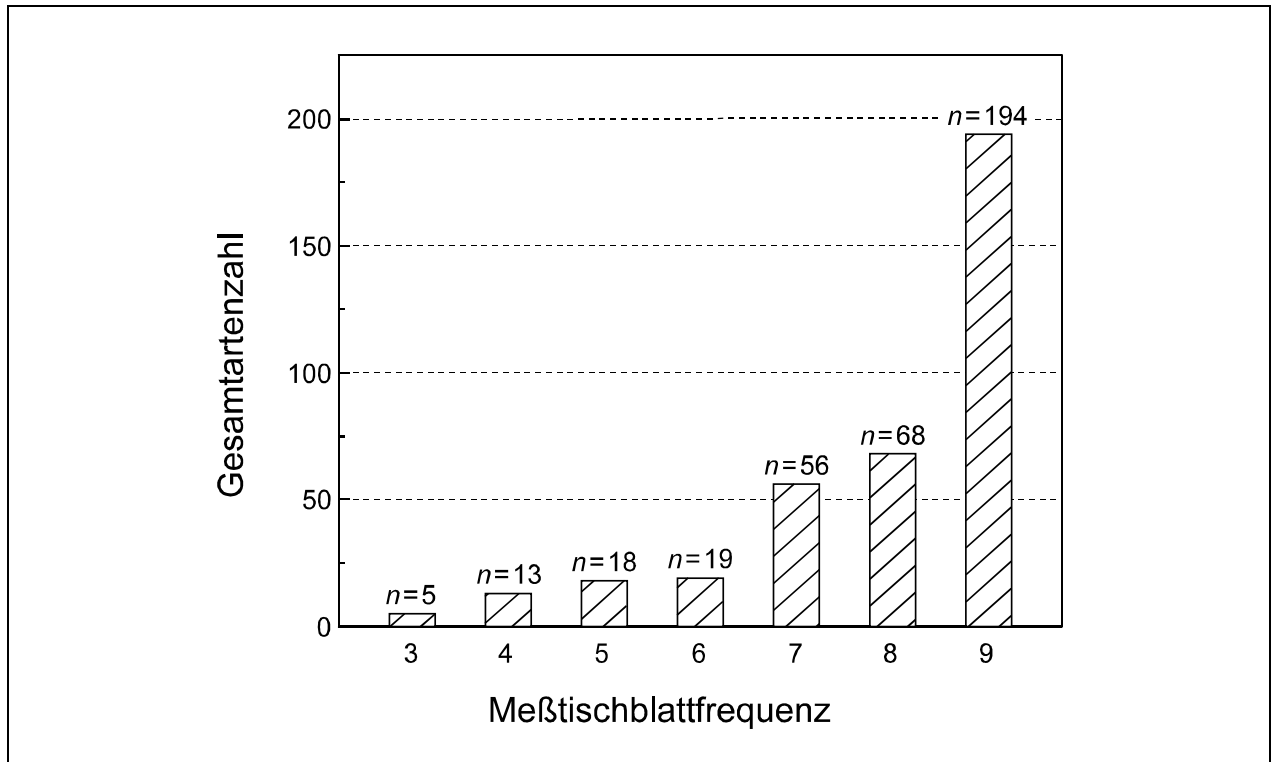


Abb. 17: Gesamtartenzahl pro Meßtischblatffrequenz der Intensivprobeflächen ( $n = 373$ )

Die mittlere Gesamtartenzahl über alle Intensivprobeflächen beträgt 63,1 Taxa. Somit liegen nur die mittleren Gesamtartenzahlen der linearen Strukturen unterhalb von Weidezäunen (im Mittel 73,1 Sippen) über dem Durchschnitt der intensiv untersuchten Standorte. Die typischen (KR|KT) und in Sukzession begriffenen Gras- und Kraustraine (KR|KS) reichen mit im Mittel 62,2 Taxa noch am weitesten an das Gesamtmittel heran. Mit durchschnittlich knapp 58 Sippen weisen die Intensivstandorte der Mittelstreifen von Wirtschaftswegen und der Gras- und Kraustraine mit Baumreihe (KR|KB) im Verhältnis zum Gesamtmittel eine um circa 5 Gesamtarten geringere Artenvielfalt auf.

Neben der Anzahl, Stetigkeit beziehungsweise Häufigkeit und Verteilung der gefundenen Taxa ist auch deren pflanzensoziologische Anbindung von Bedeutung. Hieraus lassen sich Rückschlüsse auf die Herkunft der auf den gras- und krautdominierten linienförmigen Kleinstrukturen aufgenommenen Sippen und die Sukzessions- beziehungsweise Syndynamik der aus diesen Arten zusammengesetzten Vegetationseinheiten treffen.