

**Einfluss der  
Bewirtschaftungsintensität und Landschaftsstruktur auf  
die Diversität der Saltatoria und Hymenoptera (*Bombus*)  
von Mittelgebirgsgrünland**

**Dissertation**

zur Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften (Dr. agr.)

der Landwirtschaftlichen Fakultät  
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

von

**Jörn Christian Boller**

aus

Siegen

Bonn 2018

Referent: PD Dr. Bodo Maria Mösel  
Korreferent: PD Dr. Jürgen Schellberg

Tag der mündlichen Prüfung: 09.07.2018

Angefertigt mit Genehmigung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn

# Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....	IV
TABELLENVERZEICHNIS .....	IV
FORMELVERZEICHNIS .....	VIII
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS .....	IX
ARTNAMENVERZEICHNIS .....	X
<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>1</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>2</b>
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>3</b>
<b>2 METHODEN .....</b>	<b>11</b>
<b>2.1 Die Untersuchungsgebiete .....</b>	<b>11</b>
2.1.1 Geographische und naturräumliche Lage .....	11
2.1.2 Geologie und Böden .....	12
2.1.3 Landnutzung .....	14
2.1.4 Klima .....	15
2.1.5 Witterung im Untersuchungszeitraum .....	17
<b>2.2 Die Untersuchungsflächen .....</b>	<b>18</b>
2.2.1 Auswahl .....	18
2.2.2 Charakterisierung.....	20
<b>2.3 Erfassung der Heuschrecken und Hummeln .....</b>	<b>34</b>
2.3.1 Erfassungszeitraum .....	34
2.3.2 Erfassungsmethode .....	34
2.3.3 Präparation und Determination .....	35
<b>2.4 Ökologische Indizes .....</b>	<b>36</b>
2.4.1 Diversitätsindizes .....	36
2.4.2 Aktivitätsdominanz .....	37
2.4.3 Artenidentität.....	37
2.4.4 Ensifera / Caelifera Index.....	37
<b>2.5 Ökologische Klassifizierungen .....</b>	<b>38</b>
2.5.1 Ökologische Klassifizierungen der Heuschrecken .....	38
2.5.2 Ökologische Klassifizierungen der Hummeln.....	39

<b>2.6</b>	<b>Erfassung der Landschaftsparameter.....</b>	<b>41</b>
2.6.1	Konzept .....	41
2.6.2	Parameter auf der Feldskala .....	42
2.6.3	Parameter auf der Habitatskala .....	43
2.6.4	Parameter auf der Landschaftsskala .....	44
<b>2.7</b>	<b>Landschaftsindizes.....</b>	<b>45</b>
2.7.1	Flächenanalyse .....	45
2.7.2	Formanalyse.....	45
2.7.3	Randlinienanalyse .....	46
2.7.4	Landschaftsdiversität.....	46
2.7.5	Landschaftszerschneidung.....	47
<b>2.8</b>	<b>Statistische Auswertung .....</b>	<b>48</b>
2.8.1	Varianzanalyse .....	48
2.8.2	Regressionsanalyse .....	48
2.8.3	Clusteranalyse.....	49
2.8.4	Ordinationsverfahren .....	50
<b>3</b>	<b>DESKRIPTIVE ERGEBNISSE .....</b>	<b>51</b>
<b>3.1</b>	<b>Die Heuschreckengemeinschaften der Untersuchungsflächen .....</b>	<b>51</b>
3.1.1	Artenspektrum und Diversität .....	52
3.1.2	Dominanzstruktur .....	54
3.1.3	Artenidentität nach JACCARD.....	55
3.1.4	Verteilung der Heuschrecken nach ökologischen Gruppen.....	56
3.1.5	Verteilung der Entwicklungsstadien.....	58
3.1.6	Funktionale Diversität .....	59
<b>3.2</b>	<b>Die Hummelgemeinschaften der Untersuchungsflächen.....</b>	<b>62</b>
3.2.1	Artenspektrum und Diversität .....	63
3.2.2	Dominanzstruktur .....	65
3.2.3	Artenidentität nach JACCARD.....	66
3.2.4	Verteilung der Hummeln nach ökologischen Gruppen .....	67
3.2.5	Funktionale Diversität .....	69
<b>3.3</b>	<b>Die Landschaftsausstattung der Untersuchungsflächen/-gebiete .....</b>	<b>72</b>
3.3.1	Die Landschaftsausstattung auf der Feldskala .....	72
3.3.2	Die Landschaftsausstattung auf der Habitatskala.....	76
3.3.3	Die Landschaftsausstattung auf der Landschaftsskala.....	86

---

<b>4</b>	<b>EXPLORATIVE ERGEBNISSE .....</b>	<b>96</b>
<b>4.1</b>	<b>Koinzidenzen zwischen Landschaftsparametern und Heuschrecken .</b>	<b>96</b>
4.1.1	Koinzidenzen auf der Feldskala .....	96
4.1.2	Koinzidenzen auf der Habitatskala.....	99
4.1.3	Koinzidenzen auf der Landschaftsskala.....	100
<b>4.2</b>	<b>Koinzidenzen zwischen Landschaftsparametern und Hummeln .....</b>	<b>101</b>
4.2.1	Koinzidenzen auf der Feldskala .....	101
4.2.2	Koinzidenzen auf der Habitatskala.....	104
4.2.3	Koinzidenzen auf der Landschaftsskala.....	105
<b>5</b>	<b>DISKUSSION.....</b>	<b>106</b>
<b>5.1</b>	<b>Faunistische Ausprägung der Wirbellosengemeinschaften.....</b>	<b>106</b>
5.1.1	Ausprägung der Heuschreckengemeinschaften .....	106
5.1.2	Ausprägung der Hummelgemeinschaften .....	109
<b>5.2</b>	<b>Biozönologie der Wirbellosengemeinschaften .....</b>	<b>113</b>
5.2.1	Biozönologie der Heuschreckengemeinschaften .....	113
5.2.2	Biozönologie der Hummelgemeinschaften.....	120
<b>5.3</b>	<b>Schlussfolgerung .....</b>	<b>128</b>
5.3.1	Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme .....	128
5.3.2	Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung der Zönosen .....	131
5.3.3	Weiterentwicklung der Agrarumweltmaßnahme.....	132
<b>5.4</b>	<b>Methodenkritik .....</b>	<b>137</b>
<b>6</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS.....</b>	<b>140</b>
	<b>ANHANG.....</b>	<b>XI</b>

## Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1:</b> Heuschrecke in vertikaler Vegetation und Hummel auf Blüte .....	8
<b>Abbildung 2:</b> Postulierte Wirkungskette der Extensivierung des Grünlandes .....	10
<b>Abbildung 3:</b> Lage der Untersuchungsgebiete .....	11
<b>Abbildung 4:</b> Geologische Formationen Nordrhein-Westfalens .....	12
<b>Abbildung 5:</b> Landschaftsräume Nordrhein-Westfalens .....	13
<b>Abbildung 6:</b> Dauergrünlandanteil in Nordrhein-Westfalen. ....	14
<b>Abbildung 7:</b> Jahresmitteltemperaturen in Nordrhein-Westfalen.....	15
<b>Abbildung 8:</b> Durchschnittlicher Jahresniederschlag in Nordrhein-Westfalen.....	16
<b>Abbildung 9:</b> Länge der Vegetationsperiode in Nordrhein-Westfalen .....	16
<b>Abbildung 10:</b> Klimadaten für die Untersuchungsjahre 2013 bis 2015 .....	17
<b>Abbildung 11:</b> Beispiel eines Untersuchungsgebietes .....	18
<b>Abbildung 12:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Kronert .....	20
<b>Abbildung 13:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Junkerberg .....	21
<b>Abbildung 14:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Michelsbach .....	22
<b>Abbildung 15:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Karolinenhof .....	23
<b>Abbildung 16:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Berg.....	24
<b>Abbildung 17:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Firmenich .....	25
<b>Abbildung 18:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Tötschberg .....	26
<b>Abbildung 19:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Heisheid .....	27
<b>Abbildung 20:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Mittelagger .....	28
<b>Abbildung 21:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Huster Bruch .....	29
<b>Abbildung 22:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Windhagen .....	30
<b>Abbildung 23:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Günsen.....	31
<b>Abbildung 24:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Großmicke.....	32
<b>Abbildung 25:</b> Untersuchungsflächen im Gebiet Wenden .....	33
<b>Abbildung 26:</b> Faunistische Belegsammlung und verwendetes Binokular .....	35
<b>Abbildung 27:</b> Untersuchungsdesign zur Erhebung der Landschaftsparameter.....	41
<b>Abbildung 28:</b> Beispiel der Landnutzungskartierung und der CORINE Bodenbedeckungskarte.....	41
<b>Abbildung 29:</b> Diversitätsmaße der Heuschreckengemeinschaften.....	53
<b>Abbildung 30:</b> Dominanzstruktur der Hauptarten der Heuschreckengemeinschaften .....	55
<b>Abbildung 31:</b> Ähnlichkeit der Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften .....	55
<b>Abbildung 32:</b> E/C Index der Heuschreckengemeinschaften .....	57
<b>Abbildung 33:</b> Verteilung der erfassten Heuschreckenarten nach kategorialen Merkmalen .....	57
<b>Abbildung 34:</b> Habitatfunktion der Untersuchungsflächen für Langfühlerschrecken .....	58
<b>Abbildung 35:</b> Funktionale Gruppen der Heuschrecken.....	59
<b>Abbildung 36:</b> Ordination der Heuschreckenarten nach ihren ökologischen Eigenschaften .....	60

---

<b>Abbildung 37:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Heuschrecken ...	61
<b>Abbildung 38:</b> Diversitätsmaße der Hummelgemeinschaften .....	64
<b>Abbildung 39:</b> Dominanzstruktur der Hauptarten der Hummelgemeinschaften .....	66
<b>Abbildung 40:</b> Artenidentität der Hummelgemeinschaften .....	66
<b>Abbildung 41:</b> Verteilung der erfassten Hummeln nach kategorialen Merkmalen .....	68
<b>Abbildung 42:</b> Funktionale Gruppen der Hummeln .....	69
<b>Abbildung 43:</b> Ordination der Hummelarten nach ihren ökologischen Eigenschaften .....	70
<b>Abbildung 44:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Hummeln .....	71
<b>Abbildung 45:</b> Verteilung verschiedener Parameter zur Charakterisierung der Pflanzenbestände....	73
<b>Abbildung 46:</b> Ordination der Landschaftsparameter auf der Feldskala .....	75
<b>Abbildung 47:</b> Clusteranalyse der Untersuchungsgebiete auf der Feldskala .....	75
<b>Abbildung 48:</b> Verteilung ausgewählter Landschaftsparameter auf der Habitatskala .....	76
<b>Abbildung 49:</b> Ordination der Untersuchungsgebiete auf der Habitatskala .....	77
<b>Abbildung 50:</b> Clusteranalyse der Untersuchungsgebiete auf der Habitatskala .....	77
<b>Abbildung 51:</b> Nutzungstypen im Gebiet Kronert .....	79
<b>Abbildung 52:</b> Nutzungstypen im Gebiet Junkerberg .....	79
<b>Abbildung 53:</b> Nutzungstypen im Gebiet Michelsbach .....	80
<b>Abbildung 54:</b> Nutzungstypen im Gebiet Karolinenhof .....	80
<b>Abbildung 55:</b> Nutzungstypen im Gebiet Berg .....	81
<b>Abbildung 56:</b> Nutzungstypen im Gebiet Firmenich .....	81
<b>Abbildung 57:</b> Nutzungstypen im Gebiet Tötschberg .....	82
<b>Abbildung 58:</b> Nutzungstypen im Gebiet Heischeid .....	82
<b>Abbildung 59:</b> Nutzungstypen im Gebiet Mittelagger .....	83
<b>Abbildung 60:</b> Nutzungstypen im Gebiet Huster Bruch .....	83
<b>Abbildung 61:</b> Nutzungstypen im Gebiet Windhagen .....	84
<b>Abbildung 62:</b> Nutzungstypen im Gebiet Günsen .....	84
<b>Abbildung 63:</b> Nutzungstypen im Gebiet Großmicke .....	85
<b>Abbildung 64:</b> Nutzungstypen im Gebiet Wenden .....	85
<b>Abbildung 65:</b> Verteilung ausgewählter Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala .....	86
<b>Abbildung 66:</b> Ordination der Untersuchungsgebiete auf der Landschaftsskala .....	87
<b>Abbildung 67:</b> Clusteranalyse der Untersuchungsgebiete auf der Landschaftsskala .....	87
<b>Abbildung 68:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Kronert .....	89
<b>Abbildung 69:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Junkerberg .....	89
<b>Abbildung 70:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Michelsbach .....	90
<b>Abbildung 71:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Karolinenhof .....	90
<b>Abbildung 72:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Berg .....	91
<b>Abbildung 73:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Firmenich .....	91
<b>Abbildung 74:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Tötschberg .....	92

---

<b>Abbildung 75:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Heischeid.....	92
<b>Abbildung 76:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Mittelagger.....	93
<b>Abbildung 77:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Huster Bruch .....	93
<b>Abbildung 78:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Windhagen .....	94
<b>Abbildung 79:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Günsen .....	94
<b>Abbildung 80:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Großmicke.....	95
<b>Abbildung 81:</b> Bodenbedeckung im Gebiet Wenden .....	95
<b>Abbildung 82:</b> Vegetationshöhe in Relation zu Heuschreckenindividuen.....	97
<b>Abbildung 83:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Heuschrecken sowie der Landschaftsparameter auf der Feldskala .....	98
<b>Abbildung 84:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Heuschrecken sowie der Landschaftsparameter auf der Habitatskala.....	99
<b>Abbildung 85:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Heuschrecken sowie der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala. ....	100
<b>Abbildung 86:</b> Blütendichte (%) in Relation zu Hummelindividuen .....	102
<b>Abbildung 87:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Hummeln sowie der Landschaftsparameter auf der Feldskala. ....	103
<b>Abbildung 88:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Hummeln sowie der Landschaftsparameter auf der Habitatskala.....	104
<b>Abbildung 89:</b> Ordination der funktionalen Diversität, Evenness und Gruppen der Hummeln sowie der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala .....	105
<b>Abbildung 90:</b> Wirkungspfade der Agrarumweltmaßnahme .....	130
<b>Abbildung 91:</b> Anteil der geförderten Fläche am gesamten Dauergrünland.....	137



## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 1:</b> Bewirtschaftungsauflagen der beiden Extensivierungsmaßnahmen.....	5
<b>Tabelle 2:</b> Übersicht der Untersuchungsgebiete .....	19
<b>Tabelle 3:</b> Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) .....	37
<b>Tabelle 4:</b> Gesamtartenliste der Heuschrecken der Untersuchungsflächen .....	51
<b>Tabelle 5:</b> Diversitätsmaße der Heuschreckengemeinschaften .....	52
<b>Tabelle 6:</b> Aktivitätsdominanz der Heuschreckenarten .....	54
<b>Tabelle 7:</b> Ökologische Einteilungen der identifizierten Heuschreckenarten .....	56
<b>Tabelle 8:</b> Beschreibung der ermittelten funktionalen Gruppen der Heuschrecken.....	59
<b>Tabelle 9:</b> Gesamtartenliste der Hummeln der Untersuchungsflächen.....	62
<b>Tabelle 10:</b> Diversitätsmaße der Hummelgemeinschaften.....	63
<b>Tabelle 11:</b> Aktivitätsdominanz der Hummelarten .....	65
<b>Tabelle 12:</b> Ökologische Einteilungen der identifizierten Hummelarten .....	67
<b>Tabelle 13:</b> Beschreibung der ermittelten funktionalen Gruppen der Hummeln .....	69
<b>Tabelle 14:</b> Landschaftsparameter auf der Feldskala .....	74
<b>Tabelle 15:</b> Deskriptive Statistik der Landschaftsparameter auf der Habitatskala .....	78
<b>Tabelle 16:</b> Deskriptive Statistik der Parameter auf der Landschaftsskala .....	87
<b>Tabelle I:</b> Pflanzenarten der Untersuchungsflächen .....	XI
<b>Tabelle II:</b> Werte der Landschaftsparameter auf der Habitatskala .....	XV
<b>Tabelle III:</b> Werte der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala .....	XVII
<b>Tabelle IV:</b> Korrelationen zwischen Heuschrecken und Parametern der Feldskala .....	XIX
<b>Tabelle V:</b> Korrelationen zwischen Hummeln und Parametern der Feldskala .....	XXI
<b>Tabelle VI:</b> Ergebnisse der Regressionsanalysen auf der Feldskala .....	XXIII

## Formelverzeichnis

(1) Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art $i$ ( $p_i$ ) .....	36
(2) Shannon Index ( $H_s$ ).....	36
(3) Evenness ( $E_s$ ) .....	36
(4) Simpson Index ( $D$ ) .....	36
(5) Hill Index ( $N_2$ ).....	36
(6) Margalef Index ( $DMa$ ) .....	36
(7) Menhinick Index ( $DMe$ ) .....	36
(8) Aktivitätsdominanz .....	37
(9) Artenidentität nach JACCARD .....	37
(10) Ensifera /Caelifera Index .....	37
(11) Flächengröße (Area) .....	45
(12) Flächen-Randlinien-Verhältnis (MPAR) .....	45
(13) Shape Index (SI) .....	45
(14) Fraktale Dimension (MFRACT).....	46
(15) Grenzlinienlänge (PERIM) .....	46
(16) Diversität der Landbedeckungsklassen (DIV).....	46
(17) Gleichverteilung der Landbedeckungsklassen (EVEN) .....	46
(18) Dominanz der Landbedeckungsklassen (DOM) .....	46
(19) Kohärenzgrad (COH) .....	47
(20) Zerschneidungsindex (SUB) .....	47
(21) Effektive Maschenweite (MESH).....	47
(22) Splitting Index (SPLIT) .....	47

## Abkürzungsverzeichnis

<b>BfN</b>	Bundesamt für Naturschutz
<b>BMEL</b>	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
<b>CCA</b>	Canonical Correspondence Analysis
<b>CLC</b>	CORINE Land Cover
<b>CORINE</b>	Coordination of Information on the Environment
<b>DLR</b>	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
<b>EU</b>	Europäische Union
<b>GAP</b>	Gemeinsame Agrarpolitik
<b>GIS</b>	Geoinformationssystem
<b>GPS</b>	Global Positioning System
<b>GVE</b>	Großvieheinheit
<b>HNV</b>	High Nature Value
<b>LANUV</b>	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
<b>LWK</b>	Landwirtschaftskammer
<b>MKULNV</b>	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
<b>NRW</b>	Nordrhein-Westfalen
<b>ÖFS</b>	Ökologische Flächenstichprobe des LANUV
<b>PCA</b>	Principal Component Analysis
<b>V-LATE</b>	Vector-based Landscape Analysis Tools Extension
<b>vTI</b>	Johann Heinrich von Thünen-Institut
<b>WMS</b>	Web Map Service

## Artnamenverzeichnis

### Heuschreckenarten

	Abkürzung 1	Abkürzung 2
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	<i>Ch. albomarginatus</i>	<i>Ch. albo</i>
<i>Chorthippus biguttulus</i>	<i>Ch. biguttulus</i>	<i>Ch. bigu</i>
<i>Chorthippus brunneus</i>	<i>Ch. brunneus</i>	<i>Ch. bru</i>
<i>Chorthippus dorsatus</i>	<i>Ch. dorsatus</i>	<i>Ch. dors</i>
<i>Chorthippus montanus</i>	<i>Ch. montanus</i>	<i>Ch. mont</i>
<i>Chorthippus parallelus</i>	<i>Ch. parallelus</i>	<i>Ch. para</i>
<i>Chrysochraon dispar</i>	<i>Chr. dispar</i>	<i>Ch. disp</i>
<i>Leptophyes punctatissima</i>	<i>L. punctatissima</i>	<i>L. punct</i>
<i>Meconema thalassinum</i>	<i>Mec. thalassinum</i>	<i>Mec. tha</i>
<i>Metrioptera bicolor</i>	<i>Met. bicolor</i>	<i>Met. bic</i>
<i>Metrioptera brachyptera</i>	<i>Met. brachyptera</i>	<i>Met. bra</i>
<i>Metrioptera roeselii</i>	<i>Met. roeselii</i>	<i>Met. roe</i>
<i>Omocestus viridulus</i>	<i>O. viridulus</i>	<i>O. virid</i>
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	<i>Ph. griseoptera</i>	<i>Ph. gris</i>
<i>Stenobothrus lineatus</i>	<i>St. lineatus</i>	<i>St. line</i>
<i>Tetrix subdulata</i>	<i>T. subdulata</i>	<i>T. subdu</i>
<i>Tetrix tenuicornis</i>	<i>T. tenuicornis</i>	<i>T. tenui</i>
<i>Tetrix undulata</i>	<i>T. undulata</i>	<i>T. undul</i>
<i>Tettigonia viridissima</i>	<i>Tet. viridissima</i>	<i>T. virid</i>

### Hummelarten

<i>Bombus barbutellus</i>	<i>B. barbutellus</i>	<i>B. barbu</i>
<i>Bombus bohemicus</i>	<i>B. bohemicus</i>	<i>B. bohem</i>
<i>Bombus campestris</i>	<i>B. campestris</i>	<i>B. campe</i>
<i>Bombus hortorum</i>	<i>B. hortorum</i>	<i>B. horto</i>
<i>Bombus humilis</i>	<i>B. humilis</i>	<i>B. humil</i>
<i>Bombus hypnorum</i>	<i>B. hypnorum</i>	<i>B. hypno</i>
<i>Bombus lapidarius</i>	<i>B. lapidarius</i>	<i>B. lapida</i>
<i>Bombus lucorum</i> agg.	<i>B. lucorum</i>	<i>B. lucoru</i>
<i>Bombus norvegicus</i>	<i>B. norvegicus</i>	<i>B. norve</i>
<i>Bombus pascuorum</i>	<i>B. pascuorum</i>	<i>B. pascuo</i>
<i>Bombus pratorum</i>	<i>B. pratorum</i>	<i>B. prator</i>
<i>Bombus ruderarius</i>	<i>B. ruderarius</i>	<i>B. rudera</i>
<i>Bombus rupestris</i>	<i>B. rupestris</i>	<i>B. rupest</i>
<i>Bombus sylvarum</i>	<i>B. sylvarum</i>	<i>B. sylvar</i>
<i>Bombus sylvestris</i>	<i>B. sylvestris</i>	<i>B. sylves</i>
<i>Bombus veteranus</i>	<i>B. veteranus</i>	<i>B. vetera</i>

## Zusammenfassung

Grünland ist ein prägendes Element der Agrarlandschaft und zentraler Baustein der multifunktionalen Landwirtschaft. Unter anderem leistet es einen herausragenden Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Die Quantität und Qualität des Grünlandes ist in Nordrhein-Westfalen jedoch deutlich rückläufig. Um den Verlust an biologischer Vielfalt in der Agrarlandschaft zu bremsen, werden von der EU, dem Bund und den Ländern Agrarumweltprogramme gefördert. Ziel der vorliegenden Studie war, am Beispiel von Heuschrecken und Hummeln die Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ zu analysieren sowie Einflussfaktoren auf die Diversität der Invertebraten auf verschiedenen Skalenebenen zu bestimmen.

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2013 bis 2015 in den Mittelgebirgsregionen der Eifel und des Süderberglandes auf insgesamt 35 Grünlandflächen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität durchgeführt. In den drei Untersuchungsjahren wurden Heuschrecken sowie Hummeln quantitativ und qualitativ erfasst. Auf der Feldskala wurden u.a. melittophile Blütenpflanzen und deren Dichte sowie die Vegetationshöhe der Pflanzenbestände erfasst. Auf der Habitatskala wurden innerhalb eines 1 km Radius Landnutzungstypen kartiert und auf der Landschaftsskala in einem 5 km Radius CORINE Bodenbedeckungsdaten quantifiziert und ausgewertet.

Insgesamt wurden 19 Heuschreckenarten und 16 Hummelarten nachgewiesen. Auf extensiven Flächen wurde gegenüber den Vergleichsflächen eine höhere Diversität der Invertebraten festgestellt. Hier traten insbesondere mehr Langfühlerschreckenarten auf. Der verstärkte Nachweis von Larvenstadien belegt deren bessere Eignung als Reproduktionshabitat. Die Abundanz der Langfühlerschreckenarten korrelierte mit der Vegetationshöhe der Untersuchungsflächen. Hummelarten, die in der Lage sind, weite Strecken zwischen ihrem Nist- und Nahrungshabitat zurückzulegen, profitierten vom Blütenreichtum des Grünlandes. Die Pflanzendiversität auf der Feldskala eignete sich hingegen nicht als Indikator für die Multidiversität des Grünlandes. Auf der Habitatskala wirkte sich der Struktureichtum der Landschaft positiv auf die Diversität der Invertebraten aus. Auf der Landschaftsskala schienen die klimatischen Bedingungen den Effekt der Landschaftskomposition zu überlagern.

Zusammenfassend wurde gezeigt, dass die Diversität der Fauna auf den Mittelgebirgs- wiesen maßgeblich durch die Intensität der Bewirtschaftung, den Struktureichtum der Landschaft sowie das regionale Klima bedingt wird.

Abschließend wurden gezielte Maßnahmen zur Förderung von Invertebraten im Grünland sowie deren Umsetzung in Förderprogrammen diskutiert.

## Abstract

Grassland is a defining element of the agricultural landscape and a central component of multifunctional agriculture. Among other benefits, it provides an invaluable contribution to the conservation of biological diversity. However, the quantity and quality of grassland is clearly declining in North Rhine-Westphalia. In order to curb the loss of biodiversity in the agricultural landscape, the EU, the federal government and the federal states are promoting agri-environmental schemes. The aim of the present study was to analyse the effects of the agri-environmental scheme for invertebrates in North Rhine-Westphalia. Grasshoppers and bumblebees were used as example to determine the influential factors on the diversity of invertebrates on different scales.

Studies were conducted from 2013 to 2015 in the low mountain regions of the Eifel and the Süderbergland (North Rhine-Westphalia, Germany) on a total of 35 study sites of varying land use intensity. Over the three years of investigation, grasshoppers and bumblebees were recorded quantitatively and qualitatively. On the field scale i.a. melitophilic flowering plants and their density as well as the vegetation height were determined. On the habitat scale, land use types were mapped within a 1 km radius. On the landscape scale CORINE land cover data were quantified and analysed in a 5 km radius.

A total of 19 grasshopper species and 16 bumblebee species were detected. Extensive sites were found to have a higher diversity of invertebrates than the control areas. Here in particular, more Ensifera species appeared. The frequent detection of different larval stages in extensive sites demonstrates their superior suitability as a reproduction habitat. The abundance of Ensifera species correlated with the vegetation height of the study sites. Bumblebee species, which are able to cover long distances between their nesting and feeding habitat, benefited from the flower density of the study sites. On the other hand, plant diversity on the field scale was not an indicator of grassland multidiversity. On the habitat scale, the structural richness of the landscape had a positive effect on the diversity of the invertebrates. On the landscape scale, the climatic conditions seemed to superimpose the effect of landscape composition.

In summary, it has been shown that the diversity of the fauna on the low mountain range grasslands is largely determined by the intensity of land use, the structural richness of the landscape and the regional climate.

Finally, targeted measures to promote invertebrates in grassland and their implementation into rural development schemes were discussed.

# 1 Einleitung

Mit einer Gesamtfläche von rund 5 Millionen Hektar macht Dauergrünland etwa ein Drittel der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland aus (UMWELTBUNDESAMT 2011). Grünland ist damit ein prägendes Element der Agrarlandschaft (BFN 2014) und zentraler Baustein der multifunktionalen Landwirtschaft (OPPERMANN & GUJIER 2003). Wiesen und Weiden dienen heute überwiegend der Futtergewinnung sowie als Rinderweiden und bilden so die Grundlage der Viehwirtschaft (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Neben der Funktion für die Agrarproduktion dient Grünland dem Hochwasser- und Klimaschutz, steigert den Erholungswert von Landschaften für den Menschen und leistet einen herausragenden Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (SCHREIBER et al. 2009).

In keinem anderen Erdteil gibt es eine so große Vielfalt an Ökosystemen des Kulturgraslandes wie in Mitteleuropa (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008). OBERDORFER (2001) unterscheidet 37 pflanzensoziologische Verbände, die sich dem Grünland zuordnen lassen. Diese Vielfalt entspringt dem breiten Spektrum an Standortbedingungen hinsichtlich Mächtigkeit, pH-Wert, Feuchte und Diasporenbank des Bodens sowie der Art und Intensität der Nutzung (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Vor allem extensiv genutztes Grünland ist von hohem Wert für den Arten- und Biotopschutz (z.B. BRIEMLE et al. 1991, SCHICK & SCHUMACHER 1994, SCHUMACHER 1996, 2007, SUDFELDT et al. 2009, BFN 2010, SCHUMACHER et al. 2013). Rund ein Drittel der heimischen Gefäßpflanzenflora hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im gemähten oder beweideten Kulturgrasland. Auf extensiv genutzten Wiesen können auf 20 m<sup>2</sup> Fläche mehr als 70 Pflanzenarten vorkommen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Extensives Grünland bietet mit einem hohen Strukturreichtum und kontinuierlichem Ressourcenangebot zahlreichen Tierarten auf verschiedenen trophischen Ebenen einen Lebensraum (SIEMANN et al. 1998, SCHERBER et al. 2010). Die Ansprüche bestimmter Tiergruppen an ihr Habitat sind dabei unterschiedlich und oftmals sehr spezifisch, so dass komplexe Interaktionen zwischen Flora und Fauna bestehen (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, DIERSCHKE & BRIEMLE 2008). Nach Schätzungen von BRIEMLE et al. (1999) wird eine Pflanzenart im Grünland von rund 10 Tierarten genutzt. Aufgrund des Artenspektrums und der Vielzahl unterschiedlicher Ausprägungen ist Grünland von entscheidender Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität (BFN 2014). Die Quantität und Qualität des Dauergrünlandes (BFN 2017) wie auch die faunistische Vielfalt sind jedoch rückläufig (BFN 2015).

Grünland, als dauerhaftes, von Gräsern und Kräutern dominiertes Offenlandbiotop, bedarf regelmäßiger Eingriffe in Form von Mahd oder Beweidung, welche Sukzession verhindern (SCHREIBER et al. 2009, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Natürlicherweise wären entsprechende Pflanzengesellschaften in Mitteleuropa sonst nur auf wenige nicht von Wäldern eingenommene Sonderstandorte wie alpine Lagen, Flussauen, Küstenbereiche oder Moore beschränkt (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008). Die Jahrtausende währende extensive Landbewirtschaftung hat zu der Schaffung vielfältiger Landschaften geführt, an welche zahlreiche Tier- und Pflanzenarten adaptiert sind (KLEIJN et al. 2006). Das 20. Jahrhundert stellte jedoch einen Wendepunkt in der Landwirtschaft und der Entwicklung der Biodiversität dar. Die Industrialisierung führte mit steigendem Einsatz von Düngemitteln sowie einer umfassenden Mechanisierung zu einer floristischen und landschaftsstrukturellen Verarmung (SCHREIBER et al. 2009, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

In Nordrhein-Westfalen ist Grünland heute schwerpunktmäßig in den Mittelgebirgslagen verbreitet (BFN 2014). Diese Regionen sind aufgrund des kühleren und feuchteren Klimas sowie des ausgeprägten Reliefs für Ackerbau weitgehend ungeeignet. In ackerbaulich begünstigten Tieflagen ist Grünland hingegen oft nur spärlich vertreten (DIERSCHKE & BRIEMLE 2008). Nordrhein-Westfalen verzeichnet bundesweit den stärksten Verlust an Grünland und verfügt derzeit über Dauergrünland im Umfang von 429.000 ha (BFN 2014). Hier ist in den Jahren 2003 bis 2012 die Grünlandfläche um 7,34 % zurückgegangen und der Dauergrünlandanteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche um 5,6 % gesunken. Dieser Flächenverlust ist neben der steigenden Versiegelung unter anderem auf die Umwandlung von Grünland zu Ackerfutterflächen auf ertragreichen Böden und die Nutzungsaufgabe in Gebieten mit ungünstigen Produktionsbedingungen zurückzuführen. Im Zuge der Energiewende ist darüber hinaus der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen durch wirtschaftliche Anreize auch in typischen Grünlandregionen attraktiv geworden (BFN 2015).

Von dem allgemeinen Rückgang der Grünlandfläche und der Verschlechterung der Habitatfunktion ehemals artenreicher Biotoptypen sind inzwischen viele Tier- und Pflanzenarten betroffen (z.B. HÖTKER et al. 2014, KRAUSE et al. 2014, WESCHE et al. 2014). So herrscht zunehmend Einigkeit, dass die intensive Grünlandwirtschaft die Diversität reduziert (VICKERY et al. 2001, SCHWAB et al. 2002, MARINI et al. 2008, LE FÉON et al. 2010, ALLAN et al. 2014, MANNING et al. 2015). Letztendlich wird so eine Homogenisierung von Grünlandgemeinschaften über alle trophischen Ebenen verursacht (GOSSNER et al. 2016). In Europa ist insbesondere der Verlust an Bestäubern in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt (z.B. BIESMEIJER et al. 2006). Doch auch anhand anderer Wirbelloser ist der Rückgang der faunistischen Vielfalt deutlich bemerkbar



(BFN 2015, HOCHKIRCH 2016). Neben dem Verlust an Arten ist auch eine Abnahme der Insektenbiomasse zu beobachten, mit dem bundesweit stärksten Rückgang von bis zu 80 Prozent innerhalb der letzten 15 Jahre in Nordrhein-Westfalen (SORG 2013, SCHWENNINGER & SCHEUCHL 2016, HALLMANN et al. 2017).

Um den Verlust an biologischer Vielfalt in der Agrarlandschaft zu bremsen, werden von der Europäischen Union, dem Bund und den Ländern Agrarumweltprogramme gefördert (BFN 2014). Diese sind als gezielte Maßnahmen zur „nachhaltigen und umweltschonenden Bewirtschaftung und der ländlichen Entwicklung“ in der zweiten Säule der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) vorgesehen (BMEL 2015). Hinsichtlich des Grünlandes wird in Nordrhein-Westfalen die Agrarumweltmaßnahme (AUM) "Extensive Dauergrünlandnutzung" sowie die Vertragsnaturschutzmaßnahme (VNS) „Extensive Wiesen- Mähweidennutzung“ angeboten. Bei diesen freiwilligen Maßnahmen verpflichtet sich der Landwirt über 5 Jahre hinweg bestimmte Bewirtschaftungsauflagen einzuhalten (Tabelle 1). Wichtigster Ansatzpunkt beider Maßnahmen ist die Düngeintensität. AUM-Flächen dürfen lediglich organisch und nur in mengenmäßig begrenztem Umfang gedüngt werden, wohingegen auf VNS-Flächen völlig auf Düngung verzichtet werden muss. Letztere werden zudem in der Regel nur einmal spät im Jahr gemäht (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Bewirtschaftungsauflagen der beiden untersuchten Extensivierungsmaßnahmen.

<b>Auflagen</b>	<b>AUM „Extensive Dauergrünlandnutzung“</b>	<b>VNS „Extensive Wiesen- Mähweidennutzung“</b>
<b>Pflanzenschutzmittel</b>	keine Pflanzenschutzmittel	keine Pflanzenschutzmittel
<b>Düngemittel</b>	organische Dünger bis 1,4 GVE/ha, keine Mineraldünger mit wesentlichen N-Gehalten	keine Düngung
<b>Schnitthäufigkeit</b>	nicht beschränkt (indirekt durch red. Aufwuchs, 1-3 Schnitte)	1 Schnitt (bei Silage auch 2 Schnitte)
<b>Schnittzeitpunkt</b>	nicht beschränkt	meist ab dem 15. Juni
<b>Verpflichtungszeitraum</b>	5 Jahre	5 Jahre
<b>Umfang</b>	Gesamtbetrieb	Einzelfläche

Die Effizienz von Agrarumweltmaßnahmen zur Erhaltung der Biodiversität wird jedoch durch europaweite Studien in Frage gestellt (KLEIJN & SUTHERLAND 2003, KLEIJN et al. 2006, CONCEPCIÓN et al. 2008). Die ausbleibende Effizienz wird unter anderem auf die strukturelle Verarmung der Landschaft und den Verlust an naturnahen Habitaten zurückgeführt (KLEIJN et al. 2001, DUELLI & OBRIST 2003). Zur Evaluierung der Maßnahmen sind jedoch lokale Untersuchungen unersetzlich, da die Reaktion der Diversität von Wirbellosen auf die Landnutzungsintensität signifikant mit der geographischen Region variiert (DE PALMA et al. 2016). In Nordrhein-Westfalen wurden die möglichen biotischen Wirkungen der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ bei der Evaluierung des "NRW-Programm Ländlicher Raum 2007 - 2013" bislang als "integrierte Ziele" aufgeführt. Arbeiten zu den Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Dauergrünlandflächen beziehen sich fast ausschließlich auf die Entwicklung der Pflanzenbestände (ANGERER et al. 1994, SCHUMACHER et al. 2007, WERKING-RADTKE & KÖNIG 2011). Als faunistische Indikatoren für den Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen auf Grünlandflächen in Nordrhein-Westfalen wurden bislang vor allem Wirbeltiere, insbesondere Vögel, herangezogen (KÖNIG 2003, MICHELS 2007). Wirbellose Tiere wurden nur in geringem Umfang bei der Erfolgskontrolle von Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes untersucht. Viele Studien zu Wirbellosen in Agrarökosystemen Deutschlands basieren darüber hinaus oft nur auf einem Untersuchungsjahr (z.B. KRUESS & TSCHARNTKE 2002, DIEKÖTTER et al. 2006, MEYER et al. 2007, HERMANN et al. 2007, HOLZSCHUH et al. 2011, WEINER et al. 2011).

Heuschrecken und Hummeln sind eng an Offenlandlebensräume gebunden (DETZEL 1998, WESTRICH 1989). Ihre Erhaltung ist nicht nur von intrinsischem Wert. Heuschrecken (Saltatoria) sind wichtige Komponenten des Nahrungsnetzes. Sie konsumieren einen erheblichen Anteil der Gräser und Kräuter im Grünland, beeinflussen so die floristische Komposition und stellen eine wichtige Nahrungsquelle für Prädatoren wie Vögel dar (INGRISCH & KÖHLER 1998, VICKERY et al. 2001, STEIN et al. 2010). Hummeln (Hymenoptera, *Bombus*) leisten als Bestäuber wertvolle Ökosystemdienstleistungen und tragen sowohl zur Erhaltung der Diversität als auch zur Funktion von Ökosystemen bei (WILLIAMS 1994, POTTS et al. 2003, OLLERTON et al. 2011). Die Funktionsfähigkeit heutiger Agrarökosysteme basiert auf den Ökosystemdienstleistungen der biologischen Vielfalt (CLOUGH et al. 2011, SOLIVERES et al. 2016). Dabei ist Biodiversität auf multiplen trophischen Ebenen nötig, um die Multifunktionalität der Ökosysteme zu erhalten (SOLIVERS et al. 2016). Die Redundanz funktionaler Merkmale wirkt - entsprechend der ökologischen Versicherungshypothese - dabei stabilisierend auf ökologische Systeme (YANCHI & LOREAU 1999, CLAVEL et al. 2011, MORI et al. 2013).

Die Diversität und Komposition von Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften beruht auf funktionalen Merkmalen wie Ernährungsweise, Reproduktionsverhalten und mikroklimatischen Ansprüchen (WESTRICH 1989, DETZEL 1998, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Aufgrund ihrer sensiblen Reaktion auf Umweltveränderungen eignen sich beide Taxa gut für die Evaluierung von Extensivierungsmaßnahmen des Grünlandes (SCHLUMPRECHT & STRÄTZ 1999, CARVELL 2002, SCHIRMEL et al. 2010, BORCHARD et al. 2013, HELBING et al. 2014, SCHINDLER et al. 2013). Beide Gruppen sind robuste Indikatoren für die Multidiversität von Agrarökosystemen (MANNING et al. 2015).

Die Biotopbindung von Heuschrecken beruht unter anderem auf der räumlichen Struktur der Pflanzenbestände, der Bodenbeschaffenheit, dem Mikroklima sowie dem Feuchtegrad (z.B. JAKOLEV 1959, BRUCKHAUS & DETZEL 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Durch die Intensität der Flächennutzung werden vor allem strukturelle Parameter verändert (z.B. Höhe und Dichte des Pflanzenbestandes), welche sich wesentlich auf die Ausbildung der Artengemeinschaften auswirken. Untersuchungen zeigen, dass sowohl eine intensive Beweidung als auch intensive Mahd die Diversität reduzieren (z.B. KRATOCHWIL 1989, DOLEK 1994, LENNARTZ 2002, MARINI et al. 2008, BRANSON & SWORD 2010, HUMBERT et al. 2010) und Düngung die Überlebensraten herabsetzt (EBELING et al. 2013). Neben den direkten Effekten des Managements wie erhöhter Mortalität durch Mähen (MATTES 1997) können indirekte Effekte wie Veränderungen der floristischen Zusammensetzung die Heuschreckengemeinschaften beeinflussen (JONAS et al. 2002, SCHAFFERS et al. 2008, UNSICKER et al. 2010, HAO et al. 2015). Sowohl der Artenreichtum als auch die Abundanz der Heuschrecken können dementsprechend von einer extensiven Bewirtschaftung profitieren (z.B. CRAIG et al. 1999, KRUESS & TSCHARNTKE 2002, KNOP et al. 2006). FOURNIER et al. (2017) zeigen, dass neben der taxonomischen auch die funktionale und phylogenetische Diversität von einer extensiven Bewirtschaftung profitieren.

Hummeln sind primär auf geeignete Blütenpflanzen als Nahrungsressource für ihre Brut sowie die Verfügbarkeit von Nistplätzen angewiesen (WESTRICH 1989, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, WINFREE et al. 2009, KENNEDY et al. 2013). Als wichtigste Nahrungsressourcen dienen Bienen der Pollen und Nektar von Blütenpflanzen (MICHENER 2007). Hummeln gelten hinsichtlich ihres Pollensammelverhaltens als Polylekten, zeigen jedoch eine Präferenz für Leguminosen (FALK & LEWINGTON 2015). In verschiedenen Arbeiten wurde der Zusammenhang zwischen der Präsenz melittophiler Blütenpflanzen und der Zusammensetzung der Hummelzönosen auf unterschiedlichen Grünlandgesellschaften untersucht (KRATOCHWIL 1985, MAUSS & SCHINDLER 2002, CARVELL 2002). Grundsätzlich wird eine hohe Artenzahl und Abundanz an Bestäubern im Grünland, welches ein reichhaltiges Ressourcenangebot bereitstellt, erwartet (GHAZOUL

2006, EBELING et al. 2008, BLÜTHGEN & KLEIN 2011, HUDEWENZ 2012). Darüber hinaus bedingt die räumliche Lage des Nistplatzes zu den Nahrungsressourcen maßgeblich die Zusammensetzung der Wildbienzönosen. Entscheidend für die Raumnutzung sind funktionale Merkmale wie die Nahrungsnischenbreite (STEFFNY et al. 1984) und die Distanz der Sammelflüge (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b).



**Abbildung 1:** Heuschrecke (*Metrioptera bicolor*) in vertikaler Vegetation (links) und Hummel (*Bombus lucorum* agg.) auf Blüte (*Trifolium pratense*) (rechts).

Die Zusammensetzung der Zönosen, die Populationsdynamik und biotische Interaktionen werden durch Prozesse auf multiplen räumlichen Skalen beeinflusst (TSCHARNTKE et al. 2012, CRIST & PETERS 2014). Die Interaktion der Effekte auf verschiedenen Skalenebenen sowie die hohe Anzahl direkter und indirekter Faktoren stellen eine Herausforderung in der Identifizierung der entscheidenden Faktoren zum Vorkommen der Organismen und dem Verständnis der zugrundeliegenden Dynamiken dar (MAZEROLLE & VILLARD 1999, STONER & JOERN 2004). Dieses Verständnis ist essentiell, um die globalen Umweltveränderungen abzumildern (TSCHARNTKE et al. 2012). Die Habitatqualität mag der wichtigste Faktor zur Bestimmung der Präsenz von Arten an einem Standort sein, das Auftreten und die Abundanz verschiedener taxonomischer Gruppen hängen jedoch auch von der Landschaftsstruktur ab (DAUBER 2003, ZULKA et al. 2014).

Studien zeigen, dass sowohl Faktoren auf der Feldskala als auch auf der Landschaftsskala die Diversität von Heuschrecken (z.B. MARINI et al. 2008, GABRIEL et al. 2010, OLIVER et al. 2010, SCHUCH et al. 2011) und Wildbienen (z.B. BENTON et al. 2003, WESTPHAL et al. 2006, HOLZSCHUH et al. 2011, CRIST & PETERS 2014, BATÁRY et al.

2015) wie auch von Käfern (z.B. DI GIULIO et al. 2001, CRIST & PETERS 2014), Tagfaltern (z.B. COLLINGE et al. 2003) und Schwebfliegen (z.B. JOVIČIĆ et al. 2017) beeinflussen. Grundsätzlich wird die lokale Diversität durch den Artenpool der Landschaft bedingt (TSCHARNTKE et al. 2012). Nach der Inseltheorie der Biogeographie hängt die Diversität neben der Größe des Habitats immer auch von der Entfernung zum Quellhabitat ab (MACARTHUR & WILSONS 1967). Naturnahe Habitate, die räumlich und zeitlich stabile Ressourcen zur Verfügung stellen, können als Quelle für Taxa fungieren, die regelmäßig oder temporär Agrarökosysteme nutzen (LANDIES et al. 2000, LARIVEÉ et al. 2008). Insbesondere der Anteil des Grünlandes wird oftmals als Indiz einer komplexen Landschaft angesehen (CRIST & PETERS 2014). In vielfältigen Landschaften ist mit einer hohen Diversität zu rechnen, da hier die Möglichkeit des Austauschs von Arten mit unterschiedlichen Merkmalen zwischen unterschiedlichen Habitaten besteht (TEWS et al. 2004, FAHRIG et al. 2011, 2015).

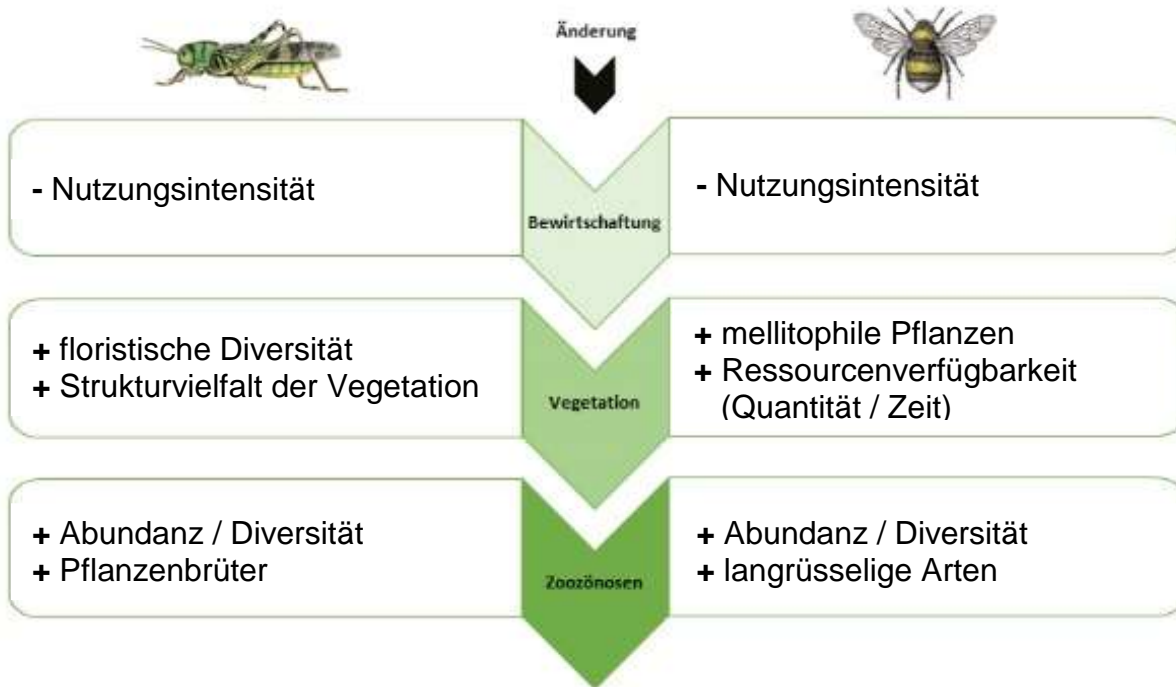
Ziel dieser Studie war, die Effekte der Nutzungsintensität und der Landschaftsstruktur auf die lokale Diversität der Heuschrecken und Hummeln im Mittelgebirgsgrünland Nordrhein-Westfalens zu untersuchen. Hierzu wurde die Zusammensetzung von Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften auf Flächen der Agrarumweltmaßnahme im Vergleich zu nicht extensivierten Grünlandflächen untersucht. Abschließend sollten auf Basis der Ergebnisse Vorschläge zur Weiterentwicklung von Extensivierungsmaßnahmen im Grünland erarbeitet werden.

Ziele:

1. Evaluierung der Auswirkung der Agrarumweltmaßnahme auf Heuschrecken und Hummeln im Mittelgebirgsgrünland Nordrhein-Westfalens.
2. Bestimmung von Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften auf verschiedenen räumlichen Skalen.
3. Erarbeitung von Vorschlägen zur Weiterentwicklung der Agrarumweltmaßnahme hinsichtlich der Förderung wirbelloser Tierarten.

Bezüglich des ersten Zieles wurde die Hypothese überprüft, ob sich die Bewirtschaftungsintensität des Grünlandes auf die Diversität der Heuschrecken und Hummeln auswirkt. Auf extensivierten Flächen wurde das Auftreten nutzungssensibler funktionaler Gruppen der untersuchten Tiergruppen (pflanzenbrütende Heuschrecken, langrüsselige Hummeln) postuliert. Auf blütenreichen Flächen wurde eine höhere Abundanz der Hummeln, auf hochwüchsigen Flächen eine höhere Abundanz an pflanzenbrütenden Heuschrecken erwartet (Abbildung 2).

Hinsichtlich des zweiten Zieles wurde die Hypothese überprüft, ob die Zoozönosen der Heuschrecken und Hummeln auf verschiedenen Skalenebenen beeinflusst werden. In heterogenen und grünlandreichen Landschaften wurde eine höhere Diversität der Zoozönosen postuliert.



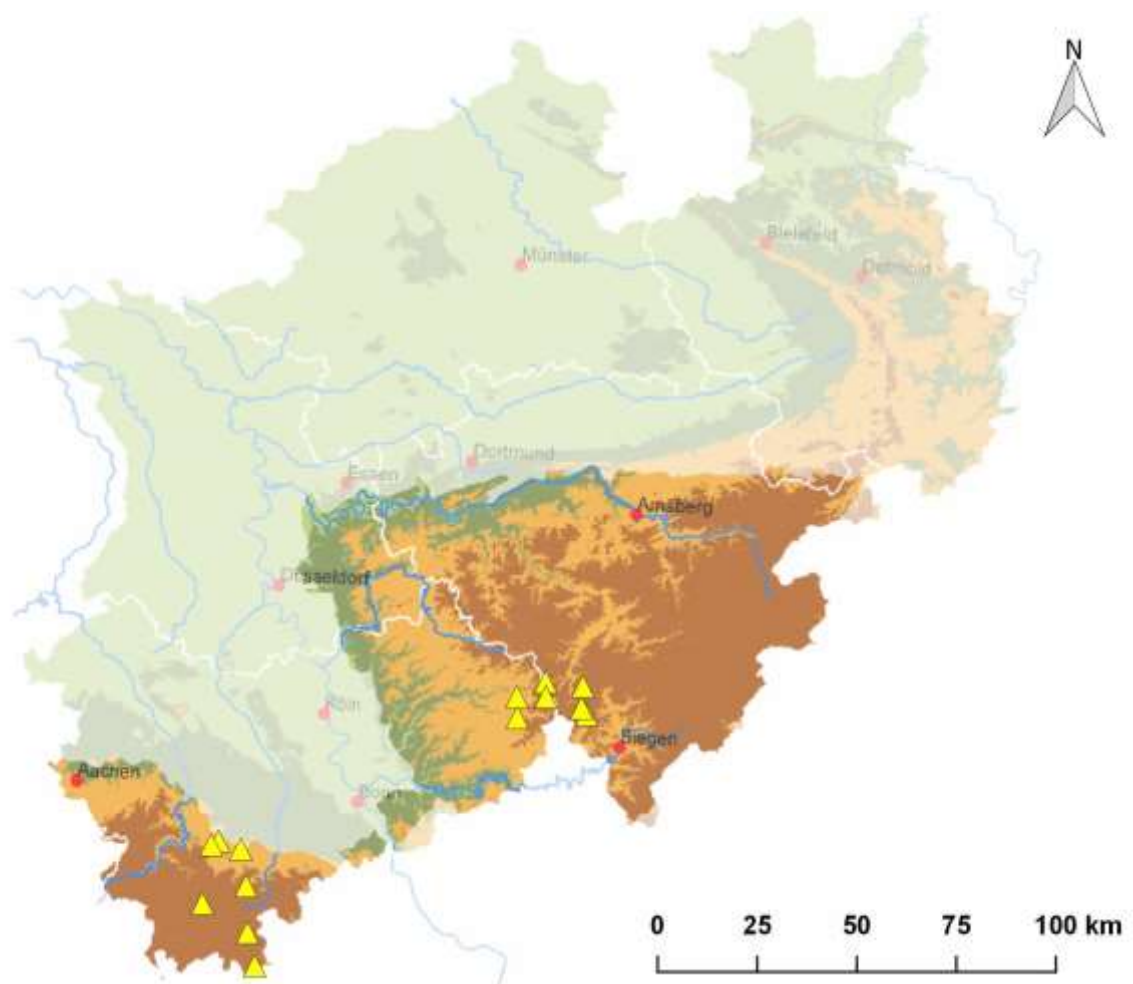
**Abbildung 2:** Postulierte Wirkungskette der Extensivierung des Grünlandes über Änderung der Vegetation zu Änderungen der Zoozönose der Heuschrecken (links) und der Hummeln (rechts), (- = Abnahme; + = Zunahme).

## 2 Methoden

### 2.1 Die Untersuchungsgebiete

#### 2.1.1 Geographische und naturräumliche Lage

Die Untersuchungsgebiete befinden sich in Nordrhein-Westfalen in den Landkreisen Euskirchen, Oberbergischer Kreis und Olpe (Abbildung 3). Sie liegen innerhalb der deutschen Mittelgebirgsschwelle und zählen zu den naturräumlichen Haupteinheiten „Kalkeifel“ (Ordnungszahl 276) in der Großlandschaft „Eifel“ (D45) sowie „Süderbergland“ (Ordnungszahl 33) in der Großlandschaft „Bergisches Land, Sauerland“ (D38) (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953, SSYMANK 1994).

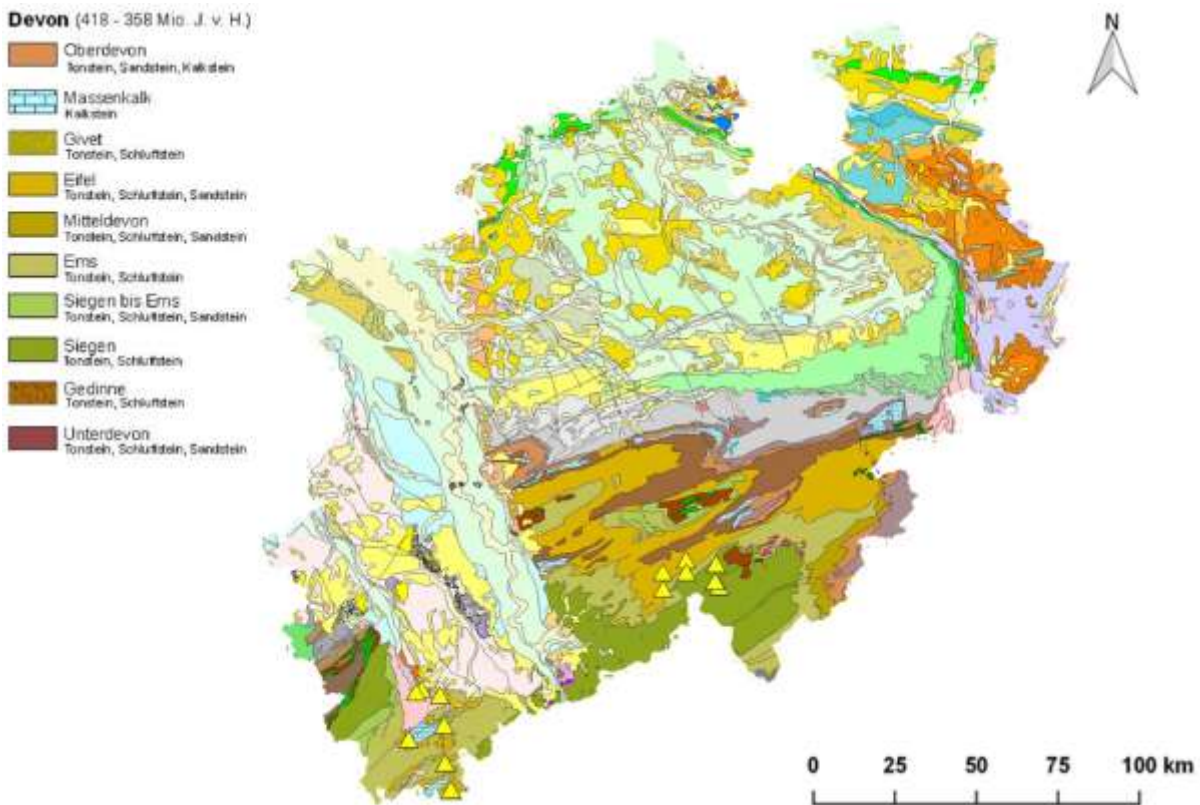


**Abbildung 3:** Lage der Untersuchungsgebiete (gelbe Dreiecke) in den Naturräumen „Eifel“ und „Süderbergland“ in Nordrhein-Westfalen (Quelle: Bezirksregierung Köln 2016).



### 2.1.2 Geologie und Böden

Sowohl die Eifel als auch das Bergische Land und das Sauerland sind Teile des Rheinischen Schiefergebirges (Abbildung 4). Dieses bildet mit dem Harz, den Ardennen und Südengland den Gebirgszug der rhenoheryzynischen Zone (GRABERT 1998) die äußere, nördliche Zone des variszischen Grundgebirges (HENNINGSEN 2002).

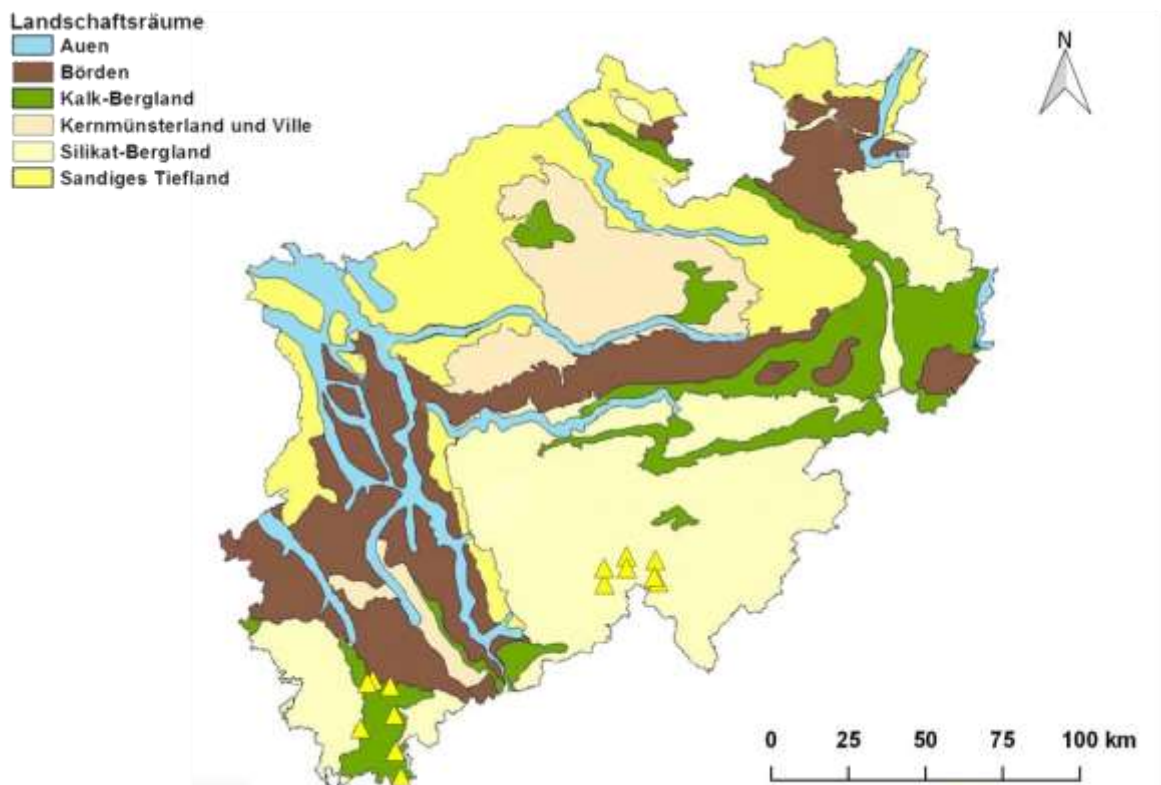


**Abbildung 4:** Geologische Formationen Nordrhein-Westfalens (Quelle: Geologischer Dienst NRW 2018) und Lage der Untersuchungsgebiete (gelbe Dreiecke). Die Legende ist reduziert auf devonische Schichten.

Der geologische Untergrund des Schiefergebirges besteht aus einer Abfolge klastischer Sedimente (Grauwacken, Sandsteine, Quarzite und Tonsteine), die sich im Devon und Karbon ablagerten. Während der variszischen Orogenese im Karbon wurden die Sedimentschichten durch das Gegeneinanderstoßen der beiden Lithosphärenplatten „Laurussia“ und „Gondwana“ aufgefaltet (MEYER 1994). Während des Perms wurde dieses Gebirge eingerumpft und wieder abgetragen. Im Quartär erfolgte eine erneute Hebung und das Einschneiden von Flüssen in Täler setzte ein. Im Pleistozän entwickelten sich im Zuge der periglazialen Verwitterung die heutigen Böden.



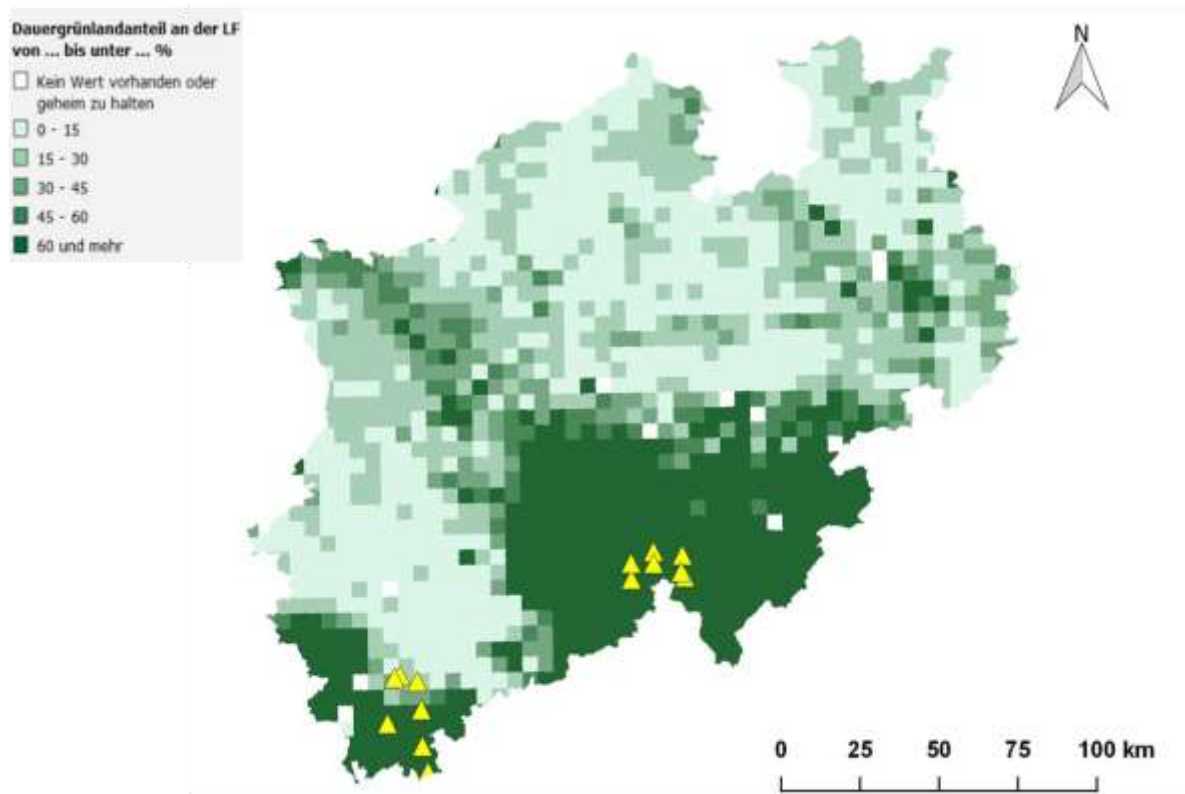
Alle Untersuchungsgebiete befinden sich in der Bodenregion der „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“ (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 2008). Allerdings entstanden aus dem karbonatischen Ausgangsgestein (Kalkstein) in der Eifel vorwiegend kalkreiche Böden, während sich im Süderbergland aus den silikatischen Tonschiefern und Sandsteinen saure Braunerden bildeten (Abbildung 5).



**Abbildung 5:** Landschaftsräume Nordrhein-Westfalens (Quelle: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen 2008) und Lage der Untersuchungsgebiete (gelbe Dreiecke).

### 2.1.3 Landnutzung

Mit einer Bevölkerungsdichte von unter 300 Einwohnern pro km<sup>2</sup> sind die Eifel und das Süderbergland relativ schwach besiedelte Regionen in Nordrhein-Westfalen (durchschnittlich 515 Einwohner/km<sup>2</sup>; STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2013). Aufgrund der niederschlagsreichen und kalten Höhenlage und der kargen Böden ist die Landnutzung in den Untersuchungsgebieten durch Grünland- und Forstwirtschaft geprägt (LWK NRW 2012; Abbildung 6). In diesen Mittelgebirgsregionen wird meist nur extensiver Ackerbau mit Anbau von Getreide, Raps, Silomais oder Klee-gras betrieben (LWK NRW 2012).

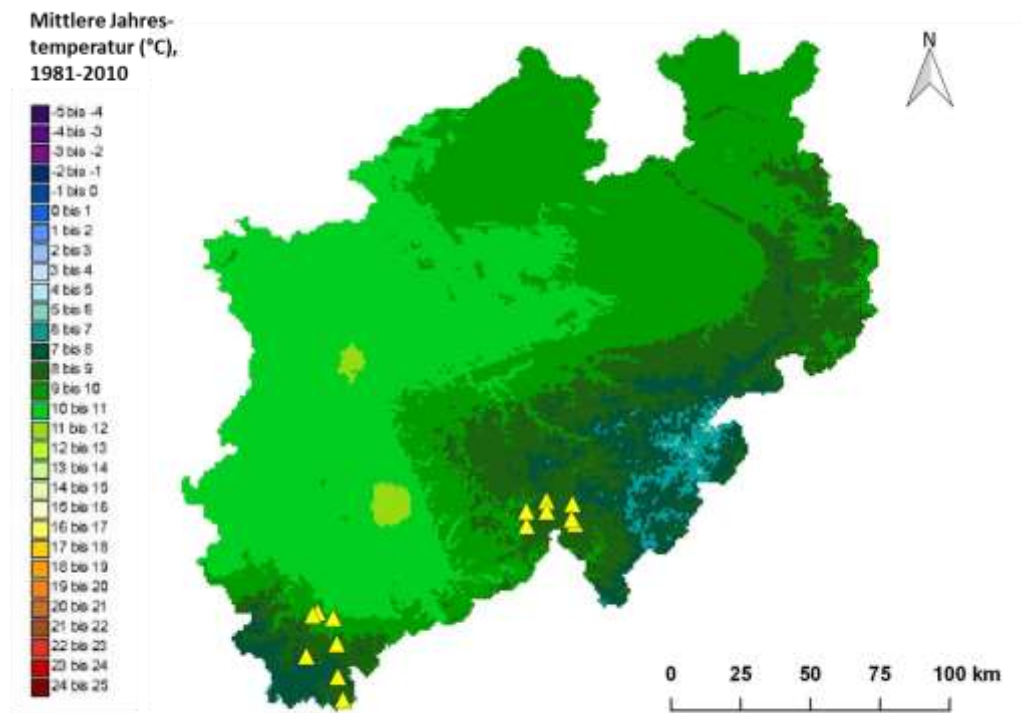


**Abbildung 6:** Dauergrünlandanteil in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2010. (Quelle: [www.atlas-agrarstatistik.nrw.de](http://www.atlas-agrarstatistik.nrw.de), 04.11.2015).

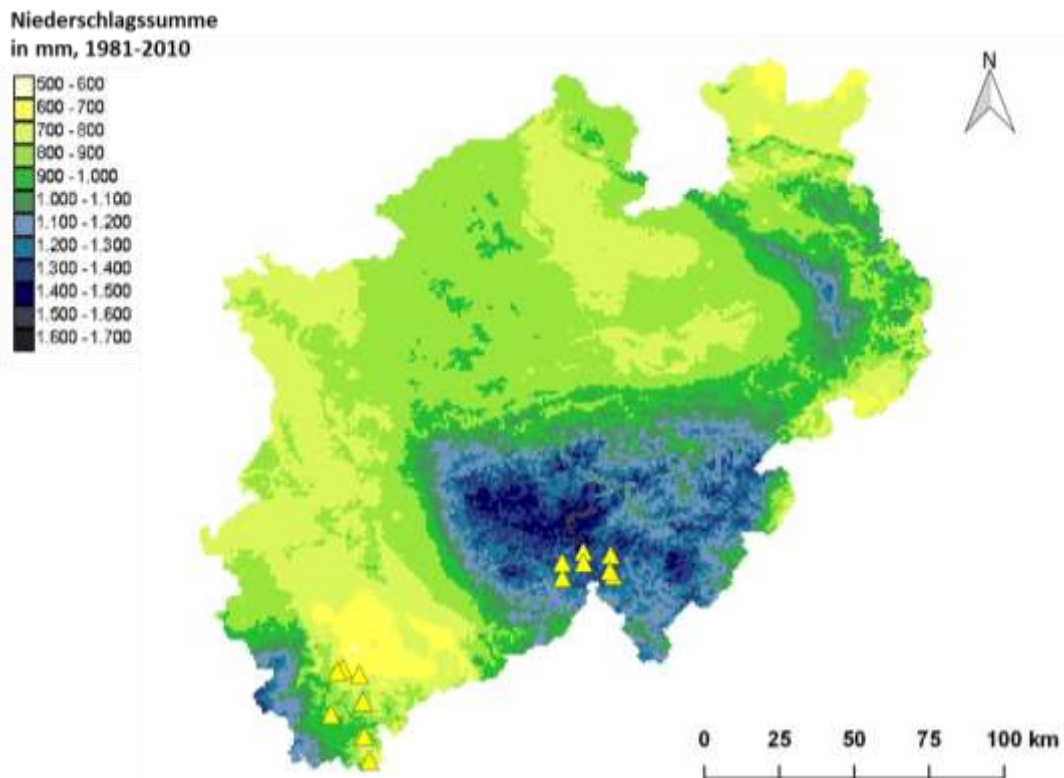
### 2.1.4 Klima

Makroklimatisch gesehen befindet sich Nordrhein-Westfalen in der gemäßigten Zone der mittleren Breiten (WALTHER & BRECKLE 1999). Die Temperaturen schwanken im Jahresverlauf stark, während die zyklonalen Niederschläge über das ganze Jahr verteilt sind (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

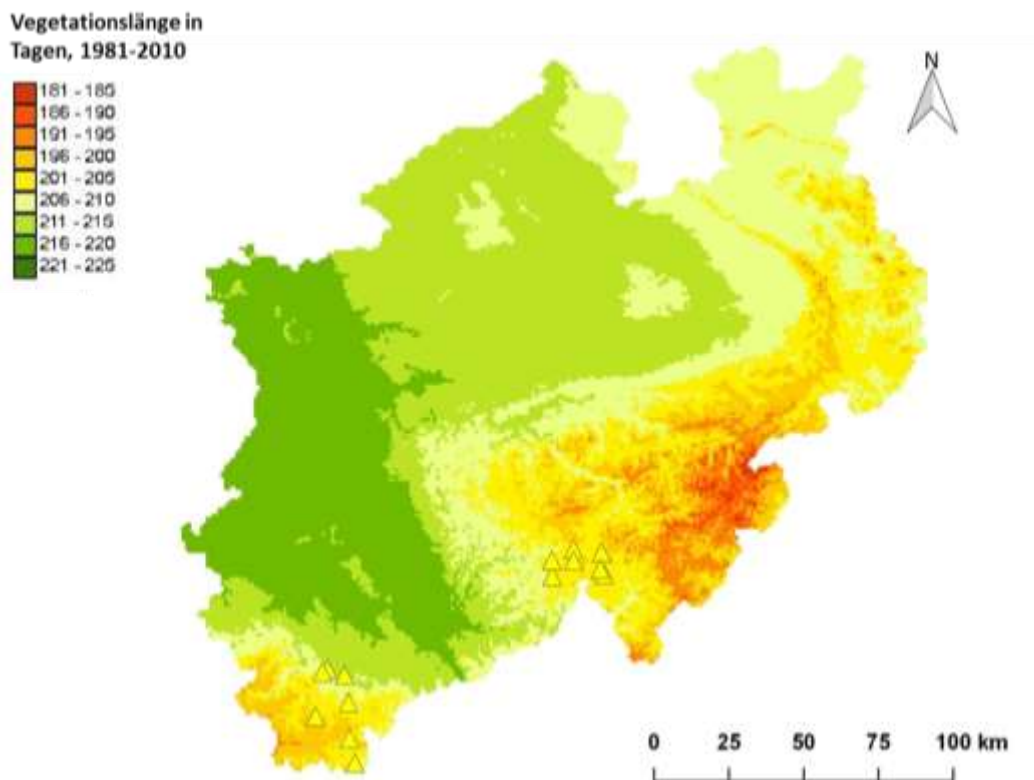
Die Untersuchungsgebiete befinden sich im subatlantisch-atlantischen Klimabereich mit milden Wintern und warmen Sommern. Die Jahresmitteltemperatur liegt in allen Untersuchungsgebieten bei 8 °C bis 9 °C (Abbildung 7). Die durchschnittlichen Jahresniederschläge sind im Süderbergland mit 1100 - 1300 mm jedoch deutlich höher als in der Eifel (800 - 900 mm; Abbildung 8). Die Vegetationsperiode ist mit 200 bis 205 Tagen im Jahr in beiden Landschaftsräumen ähnlich lang (Abbildung 9).



**Abbildung 7:** Jahresmitteltemperaturen in Nordrhein-Westfalen (Quelle: WMS Dienst des Klimaatlas NRW, 02.08.2015). Gelbe Dreiecke: Lage der Untersuchungsflächen.



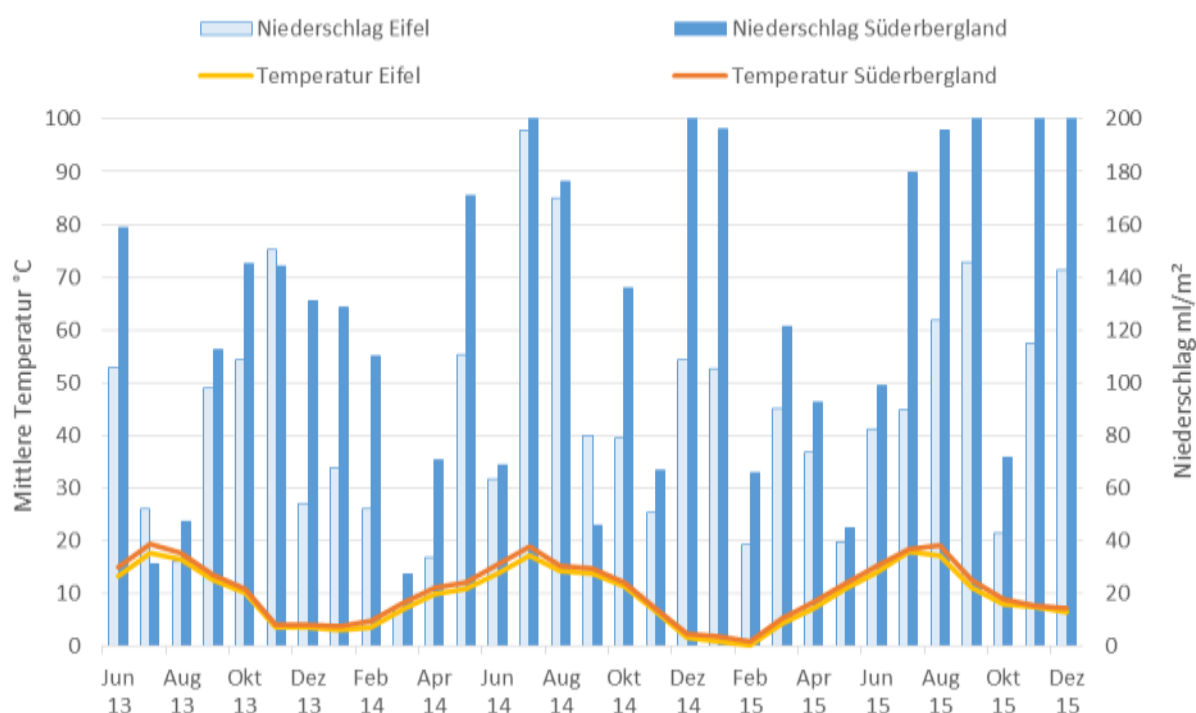
**Abbildung 8:** Durchschnittlicher Jahresniederschlag in Nordrhein-Westfalen (Quelle: WMS Dienst des Klimaatlas NRW, 02.08.2015). Gelbe Dreiecke: Lage der Untersuchungsflächen.



**Abbildung 9:** Länge der Vegetationsperiode in Nordrhein-Westfalen (Quelle: WMS Dienst des Klimaatlas NRW, 02.08.2015). Gelbe Dreiecke: Lage der Untersuchungsflächen.

### 2.1.5 Witterung im Untersuchungszeitraum

Die Wetterdaten für die Untersuchungsgebiete in der Eifel stammen von der Klimastation Kall-Sistig (Breite: 50.50°; Länge: 6.53°; Höhe: 505 m ü.NN), jene für die Gebiete im Süderbergland von der Klimastation Reichshof-Heisheid (Breite: 50.99°; Länge: 7.70°; Höhe: 350 m ü.NN). In den Untersuchungsjahren wurden in der Eifel mit 1025 ml/m<sup>2</sup>/a deutlich geringere Niederschlagsmengen gemessen als im Süderbergland (1472 ml/m<sup>2</sup>/a). Allerdings war es aufgrund der unterschiedlichen Höhenlagen beider Klimastationen in der Eifel mit 9,4 °C im Jahresmittel geringfügig kälter als im Süderbergland mit 10,5 °C.



**Abbildung 10:** Klimadaten der Untersuchungsjahre 2013 bis 2015 in der Eifel (Klimastation Kall-Sistig) und dem Süderbergland (Klimastation Reichshof-Heisheid). (Datenquelle: Wetter.com).

Das erste Untersuchungsjahr (2013) war mit einem durchschnittlichen monatlichen Niederschlag von 52 ml/m<sup>2</sup>, einem Temperaturmittel von 17,8 bzw. 16,4 °C im Juli und August und einem milden Winter (Januar: 3,8 bzw. 3,2 °C; 128 bzw. 68 ml/m<sup>2</sup>) das wärmste und trockenste Untersuchungsjahr. Im Jahr 2014 war der Hochsommer hingegen durch hohe Niederschlagssummen mit monatlichen Niederschlägen von über 150 ml/m<sup>2</sup> (Abbildung 10) gekennzeichnet und der folgende Winter mit durchschnittlich 1 bzw. 0,9 °C im Februar 2015 insgesamt sehr kühl. Nach einem trockenen und sich rasch erwärmenden Frühjahr stiegen in 2015 die Niederschlagssummen ab Juli deutlich an, ab Ende August wurden vergleichsweise niedrige Temperaturen aufgezeichnet.



## 2.2 Die Untersuchungsflächen

### 2.2.1 Auswahl

In den Untersuchungsgebieten im Süderbergland wurden zwei (im Gebiet Mittelagger im Jahr 2015 drei), in der Eifel drei (im Gebiet Berg im Jahr 2015 zwei) benachbarte, unterschiedlich bewirtschaftete Grünlandflächen (i.F. Untersuchungsflächen) ausgewählt. Neben Grünlandflächen, die nach den Vorgaben der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ bewirtschaftet wurden (i.F. AUM), wurden als Vergleich Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen (i.F. VGL) in die Untersuchungen einbezogen. In der Eifel wurden zusätzlich Flächen ausgewählt, die nach Auflagen des Vertragsnaturschutzes bewirtschaftet wurden (i.F. VNS, Abbildung 11).

Die Identifizierung geeigneter Untersuchungsflächen erfolgte in Kooperation mit der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV). Als Suchräume dienten die Gebiete der ökologischen Flächenstichprobe des LANUV (i.F. ÖFS). Diese wurden in ArcGIS Desktop 10.1 (ESRI 2012) mit der Verteilung der Agrarumweltmaßnahme verschnitten. Potentiell geeignete Gebiete, in denen die verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten praktiziert werden, wurden über Luftbilder identifiziert. Die endgültige Auswahl erfolgte nach Feldbegehungen und der Einwilligung der beteiligten Landwirte mit Hilfe der entsprechenden Kreisstellen der Landwirtschaftskammer.

#### Aufbau Versuchsdesign (Beispiel)



**Abbildung 11:** Beispiel eines Untersuchungsgebietes. Innerhalb des ÖFS-Gebietes (schwarzes Quadrat) wurden jeweils benachbarte Grünlandflächen mit Auflagen der Agrarumweltmaßnahme (AUM = orange), Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen (VGL = blau) und Grünlandflächen mit Auflagen des Vertragsnaturschutzes (VNS = grün) untersucht.

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2013 und 2014 in 10 Gebieten auf 24 Untersuchungsflächen (10 AUM, 10 VGL, 4 VNS) durchgeführt. Im Jahr 2015 wurden die Untersuchungen um 4 weitere Gebiete und insgesamt 11 Untersuchungsflächen ausgeweitet. Die zusätzlichen Gebiete befanden sich außerhalb von ÖFS-Gebieten. Insgesamt liegen somit Ergebnisse aus 14 Untersuchungsgebieten von 35 Untersuchungsflächen vor (Tabelle 2).

**Tabelle 2:** Übersicht der ausgewählten Gebiete, in denen die Untersuchungen durchgeführt wurden. ÖFS = Ökologische Flächenstichprobe des LANUV, VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz.

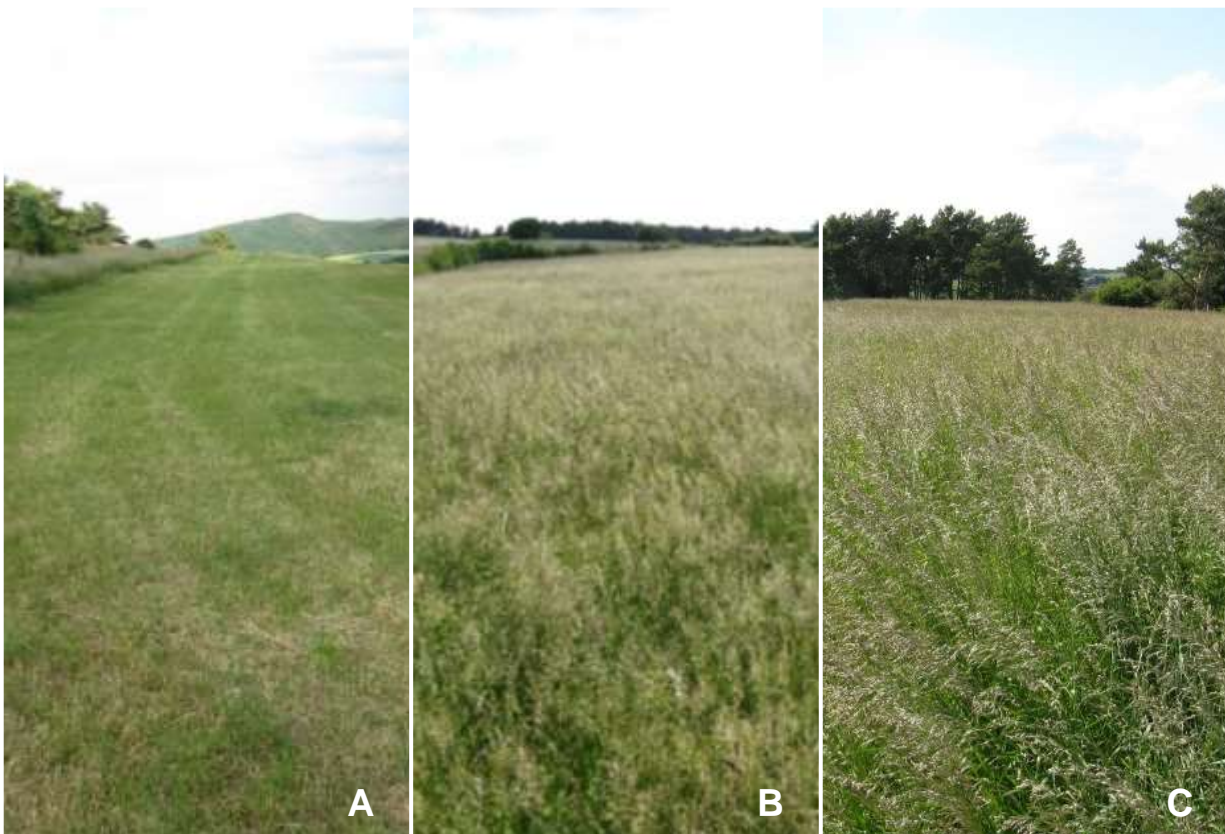
ÖFS-Kennung	Kreis	Gemeinde	Name	Bewirtschaftungsvarianten	Untersuchungsjahr(e)
RF-033	Euskirchen	Bad Münstereifel	Kronert	VGL, AUM, VNS	2013 - 2015
FS-115	Euskirchen	Blankenheim	Junkerberg	VGL, AUM, VNS	2013 - 2015
FS-113	Euskirchen	Blankenheim	Michelsbach	VGL, AUM, VNS	2013 - 2015
FS-114	Euskirchen	Kall	Karolinenhof	VGL, AUM, VNS	2013 - 2015
ohne	Euskirchen	Mechernich	Berg	VGL, AUM	2015
ohne	Euskirchen	Mechernich	Firmenich	VGL, AUM, VNS	2015
ohne	Euskirchen	Mechernich	Tötschberg	VGL, AUM, VNS	2015
FS-061	Oberberg	Reichshof	Heischeid	VGL, AUM	2013 - 2015
ohne	Oberberg	Reichshof	Mittelagger	VGL, AUM, VNS	2015
FS-068	Olpe	Drolshagen	Huster Bruch	VGL, AUM	2013 - 2015
FS-082	Olpe	Drolshagen	Windhagen	VGL, AUM	2013 - 2015
FS-052	Olpe	Olpe	Günsen	VGL, AUM	2013 - 2015
FS-079	Olpe	Wenden	Großmicke	VGL, AUM	2013 - 2015
FS-083	Olpe	Wenden	Wenden	VGL, AUM	2013 - 2015

## 2.2.2 Charakterisierung

### Untersuchungsflächen der Eifel

#### Kronert

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Gilsdorf und Pesch in der Gemeinde Bad Münstereifel und liegt auf einer Höhe von 515 m ü.NN (Abbildung 51). Es handelt sich um ein Referenzgebiet der ökologischen Flächenstichprobe. Die Untersuchungsflächen liegen innerhalb des Naturschutzgebiets „Eschweiler Tal und Kalkkuppen“. Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,77 ha und ist südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 15°. Die VGL-Fläche ist 2,27 ha groß und recht eben. Die VNS-Fläche ist 1,21 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 12).



**Abbildung 12:** Untersuchungsflächen im Gebiet Kronert am 14. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).



### Junkerberg

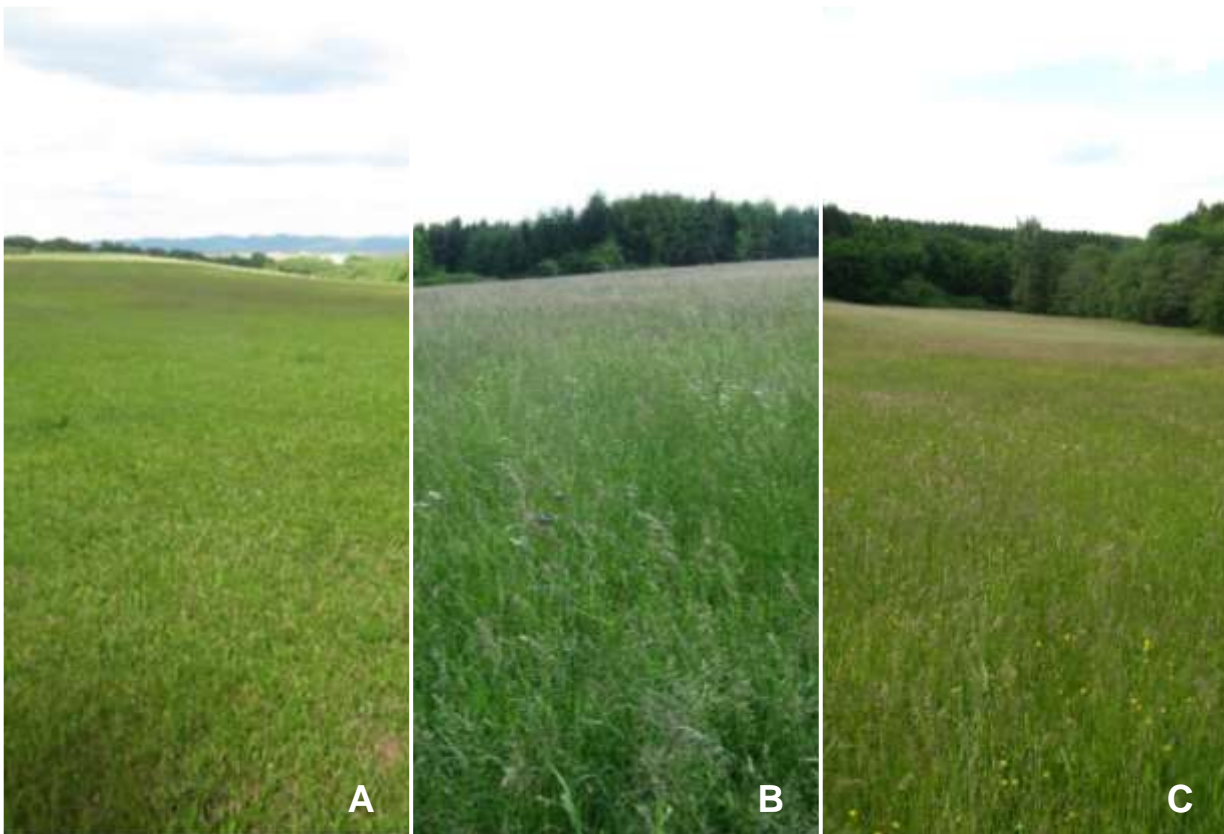
Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Reetz und Rohr in der Gemeinde Blankenheim und liegt auf einer Höhe von 520 - 545 m ü.NN (Abbildung 52). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 3,59 ha und ist südlich exponiert mit einer Hangneigung von 11°. Die VGL-Fläche ist 1,77 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 20°. Die VNS-Fläche ist 2,75 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 13).



**Abbildung 13:** Untersuchungsflächen im Gebiet Junkerberg am 13. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).

### Michelsbach

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südwestlich von Uedelhoven in der Gemeinde Blankenheim und liegt auf einer Höhe von 425 m ü.NN (Abbildung 53). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 9,19 ha und ist südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 25°. Die VGL-Fläche ist 1,35 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 15°. Die VNS-Fläche ist 3,69 ha groß und östlich exponiert mit einer Hangneigung von 8° (Abbildung 14).



**Abbildung 14:** Untersuchungsflächen im Gebiet Michelsbach am 13. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).

### Karolinenhof

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nördlich von Steinfelderheistert in der Gemeinde Kall und liegt auf einer Höhe von 400 m ü.NN (Abbildung 54). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 2,27 ha, die VGL-Fläche von 0,25 ha und die VNS-Fläche von 1,2 ha (Abbildung 15). Alle drei Untersuchungsflächen sind relativ eben.



**Abbildung 15:** Untersuchungsflächen im Gebiet Karolinenhof am 14. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).



## Berg

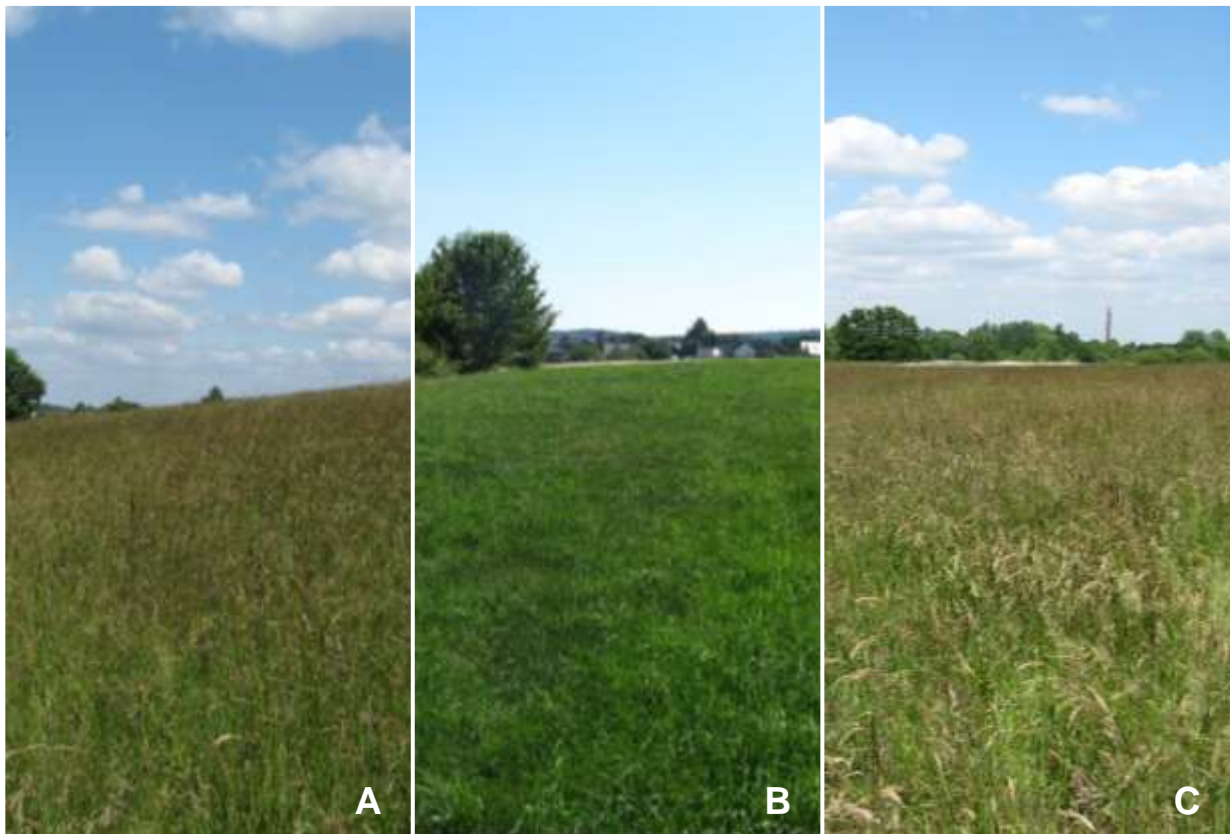
Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordwestlich von Berg in der Gemeinde Mechernich und liegt auf einer Höhe von 300 m ü.NN (Abbildung 55). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 2,48 ha und ist südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 11°. Die VGL-Fläche ist 0,7 ha groß und relativ eben (Abbildung 16).



**Abbildung 16:** Untersuchungsflächen im Gebiet Berg am 1. Juni 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).

### Firmenich

Das Untersuchungsgebiet befindet sich westlich von Firmenich in der Gemeinde Mechernich und liegt auf einer Höhe von 230 m ü.NN (Abbildung 54). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 0,7 ha und ist nördlich exponiert mit einer Hangneigung von 7,13°. Die VGL-Fläche ist 1,14 ha groß und nördlich exponiert mit einer Hangneigung von 4,33°. Die VNS-Fläche ist 1,27 ha groß und relativ eben (Abbildung 17).



**Abbildung 17:** Untersuchungsflächen im Gebiet Firmenich am 9. Juni 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).

## Tötschberg

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordöstlich von Berg in der Gemeinde Mecher-  
nich und liegt auf einer Höhe von 240 - 290 m ü.NN (Abbildung 57). Die AUM-Fläche  
hat eine Größe von 1,06 ha und ist nördlich exponiert mit einer Hangneigung von 6,8°. Die VGL-Fläche ist 0,82 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5,8°. Die VNS-Fläche ist 0,27 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 6,3° (Abbildung 18).



**Abbildung 18:** Untersuchungsflächen im Gebiet Tötschberg am 22. Mai 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).



## Untersuchungsflächen des Süderberglandes

### Heisheid

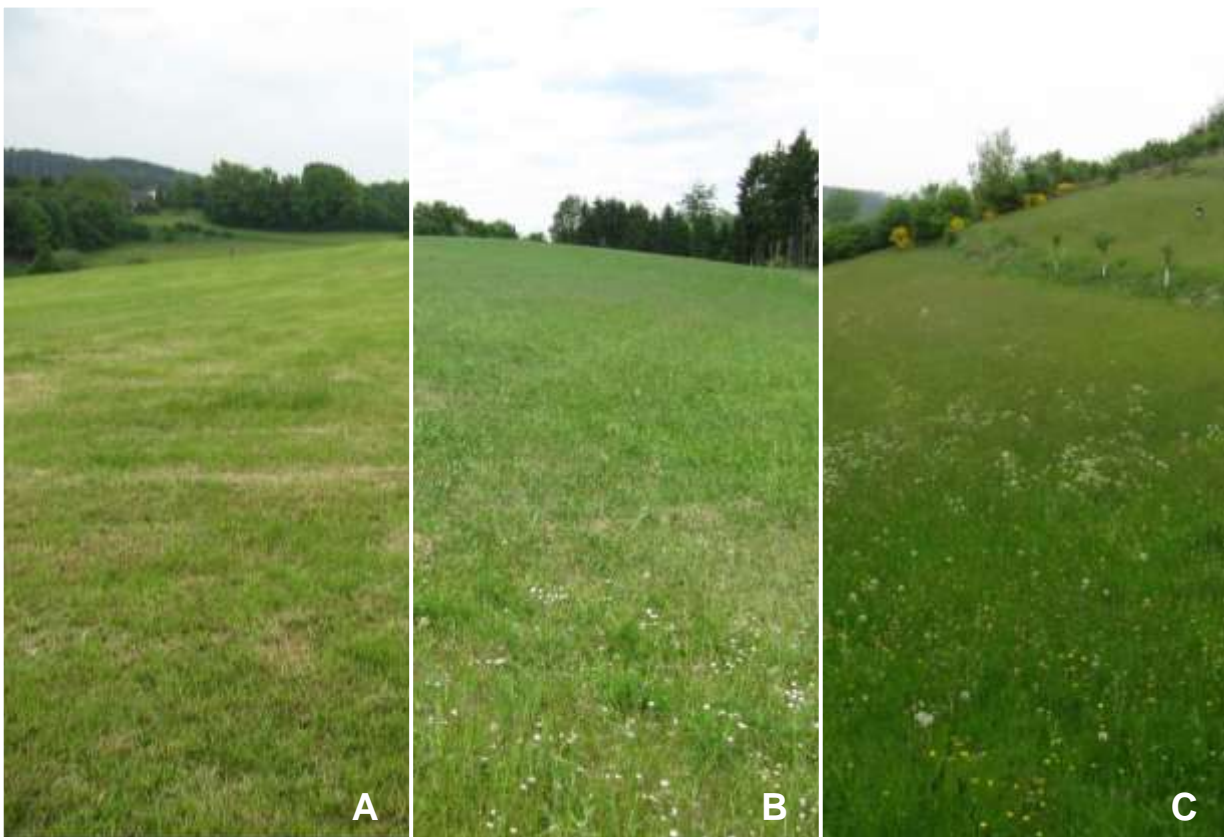
Das Untersuchungsgebiet befindet sich bei Heisheid in der Gemeinde Reichshof und liegt auf einer Höhe von 300 m ü.NN (Abbildung 58). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,98 ha. Sie liegt auf einer Kuppe und fällt leicht nach Westen, Süden und Osten ab. Die VGL-Fläche ist 0,96 ha groß und südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 5° (Abbildung 19).



**Abbildung 19:** Untersuchungsflächen im Gebiet Heisheid am 15. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).

### Mittelagger

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Allinghausen im Westen und Mittelagger im Osten in der Gemeinde Reichshof und liegt auf einer Höhe von 260 m ü.NN (Abbildung 59). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 5,12 ha und die VGL-Fläche von 2,11 ha. Beide sind östlich exponiert mit einer Hangneigung von 4,7°. Das Untersuchungsgebiet ist das einzige innerhalb des Süderberglandes, in welchem ebenfalls eine VNS-Fläche untersucht wurde. Diese ist 2,58 ha groß und südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 8,6° (Abbildung 20).



**Abbildung 20:** Untersuchungsflächen im Gebiet Mittelagger am 23. Mai 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL), C: Vertragsnaturschutzfläche (VNS).



## Huster Bruch

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Tillkausen und Husten in der Gemeinde Drolshagen und liegt auf einer Höhe von 400 m ü.NN (Abbildung 60). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 9,37 ha und ist nördlich exponiert mit einer Hangneigung von 5°. Die VGL-Fläche ist 2,18 ha groß und nordöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 15° (Abbildung 21).



**Abbildung 21:** Untersuchungsflächen im Gebiet Huster Bruch am 15. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).

## Windhagen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Benolpe und Drolshagen in der Gemeinde Drolshagen (Abbildung 61). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 6,51 ha, liegt auf einer Höhe von 410 m ü.NN und ist südöstlich exponiert mit einer Hangneigung von 5°. Die VGL-Fläche ist 1,59 ha groß, liegt auf einer Höhe von 455 m ü.NN und ist östlich exponiert mit einer Hangneigung von 20° (Abbildung 22).



**Abbildung 22:** Untersuchungsflächen im Gebiet Windhagen am 15. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).



## Günsen

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen Rhonard und Thieringhausen in der Gemeinde Olpe und liegt auf einer Höhe von 430 m ü.NN (Abbildung 62). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 3,35 ha und ist südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 20°. Die VGL-Fläche ist 2,97 ha groß und südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 10° (Abbildung 23).



**Abbildung 23:** Untersuchungsflächen im Gebiet Günsen am 23. August 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).

### Großmicke

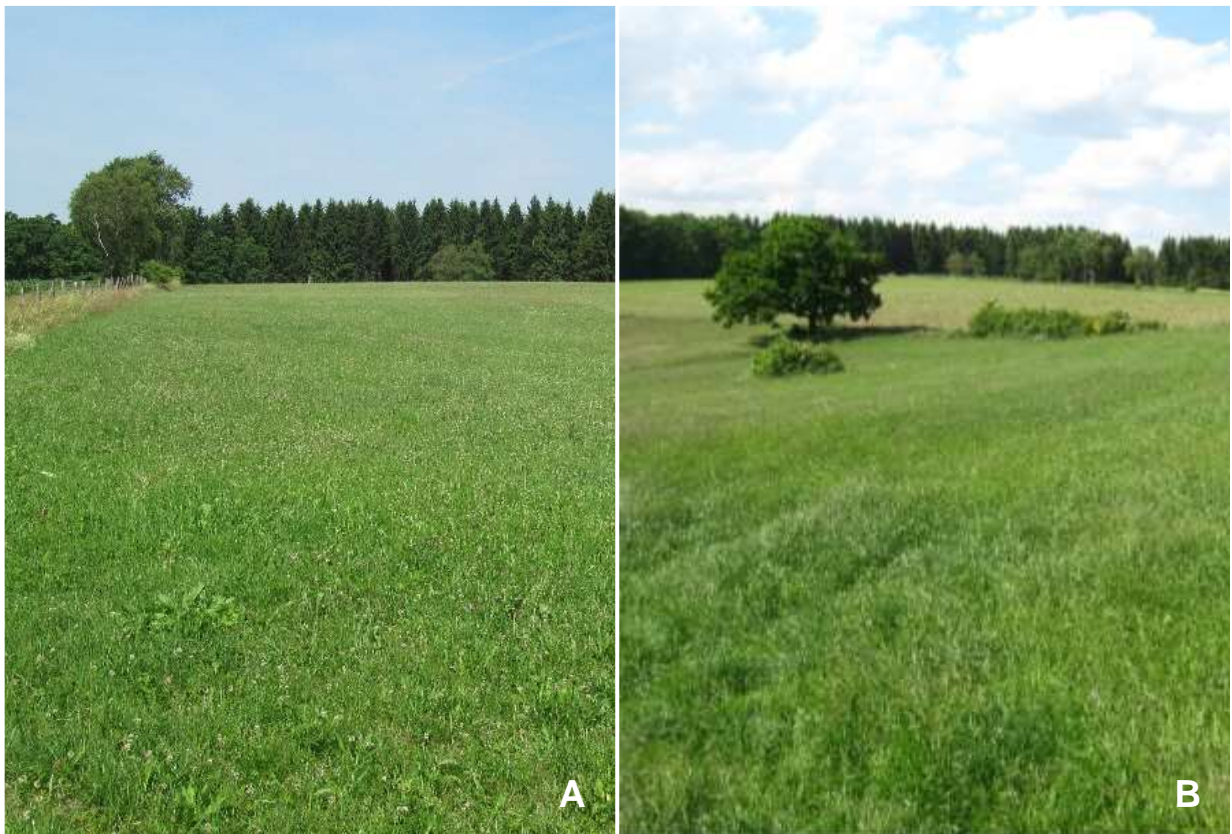
Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordöstlich von Hünnsborn in der Gemeinde Wenden und liegt auf einer Höhe von 395 m ü.NN (Abbildung 63). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 1,13 ha und ist östlich exponiert mit einer Hangneigung von 10°. Die VGL-Fläche ist 1,31 ha groß und östlich exponiert mit einer Hangneigung von 17° (Abbildung 24).



**Abbildung 24:** Untersuchungsflächen im Gebiet Großmicke am 16. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).

## Wenden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südlich von Wenden in der Gemeinde Wenden und liegt auf einer Höhe von 405 m ü.NN (Abbildung 64). Die AUM-Fläche hat eine Größe von 2,74 ha und ist südwestlich exponiert mit einer Hangneigung von 17°. Die VGL-Fläche ist 2,50 ha groß und westlich exponiert mit einer Hangneigung von 12° (Abbildung 25).



**Abbildung 25:** Untersuchungsflächen im Gebiet Wenden am 16. Juli 2015. A: Agrarumweltmaßnahmenfläche (AUM), B: Vergleichsfläche (VGL).

## 2.3 Erfassung der Heuschrecken und Hummeln

### 2.3.1 Erfassungszeitraum

Die Erfassung der Heuschrecken und Hummeln wurde von Juli bis September 2013 und von Mai bis September in den Jahren 2014 und 2015 durchgeführt. Die Berücksichtigung aller jahreszeitlichen Blühaspekte ist für die Erfassung des Artenspektrums der Blütenbesucher erforderlich, da die Arten unterschiedliche phänologische Aktivitätszeiträume aufweisen (HERMANN 1992, SCHWENNIGER 1992).

Die Begehungen fanden möglichst in 3-wöchigen Abständen an vier aufeinander folgenden Tagen mit ähnlicher Witterung statt, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Da die meisten Arten der erfassten Tiergruppen tagaktiv und heliophil sind, erfolgte die Erfassung nach Möglichkeit bei „sonnigem, trockenem und windstillem Wetter“ (SCHWENNIGER 1992). Die Termine folgten somit keinem festgelegten Intervall, sondern waren stark wetterabhängig.

Die erforderlichen Ausnahmegenehmigungen für den Fang der geschützten Tiere wurden von den Unteren Landschaftsbehörden der Kreise Euskirchen, Oberbergischer Kreis und Olpe erteilt.

### 2.3.2 Erfassungsmethode

Die Heuschrecken und Hummeln wurden sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst. Hierzu wurden die Individuen entlang von Transekten (250 m) auf einer Breite von 2 m - entsprechend der Länge des Kescherstiels nach links und rechts - für ein Erfassungsintervall von 25 Minuten je Probefläche mit einem Kescher gefangen. Das Artenspektrum der Heuschrecken wurde während der Transektbegehungen zusätzlich über akustische Merkmale erfasst. Hierbei wurde die Rufaktivität der einzelnen Arten quantifiziert.

Die sogenannte Linientaxierung hat sich für den Fang der untersuchten Tiergruppen bewährt (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Die Standardisierung von Strecke und Zeit gewährleistet die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse über alle Untersuchungsflächen und Termine. Da bei dieser Art der Probennahme nur ein Teil der gesamten Individuenzahl auf jeder der Untersuchungsflächen erfasst werden kann, handelt es sich um semi-quantitative Ergebnisse. Diese Größe wird daher auch als Aktivitätsdichte oder apparente Abundanz bezeichnet (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Direkt nach dem Fang wurden die Tiere in ein Rollrandglas mit Ethyläther überführt und abgetötet. Dies gewährleistet eine sichere Artbestimmung im Labor. Ausnahmen hierbei bildeten im Feld eindeutig bestimmbare Arten, insbesondere Langfühlerschrecken und Hummelköniginnen.



### 2.3.3 Präparation und Determination

Jedes Tier wurde mit Nadeln so präpariert, dass alle bestimmungsrelevanten Merkmale sichtbar sind. Die Determination erfolgte bis auf Artniveau unter einem Binokular bei bis zu 100-facher Vergrößerung (Abbildung 26).

Die Bestimmung der Heuschrecken erfolgte mit Hilfe von BELLMANN (1993) und HORSTKOTTE (1994). Die Nomenklatur und Systematik richten sich nach DETZEL (1998). Die Bestimmung der Hummeln erfolgte mit Hilfe von MAUSS (1992) und AMIET (1996). Die Nomenklatur richtet sich nach WESTRICH et al. (2012), die Systematik nach MICHENER (2000).

Jedes Individuum wurde mit einem Etikett mit laufender Nummer, Fundort, Funddatum sowie dem Determinationsergebnis versehen und in eine Datenbank aufgenommen. Die Belegsammlung befindet sich im Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Abteilung Agrar- und Produktionsökologie (Auf dem Hügel 6, 53121 Bonn) der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.



**Abbildung 26:** Ausschnitt der faunistischen Belegsammlung und verwendetes Binokular.

## 2.4 Ökologische Indizes

Die Datenverwaltung sowie die Berechnung der ökologischen Indizes wurden mit dem Programm Microsoft Excel durchgeführt.

### 2.4.1 Diversitätsindizes

Zur Quantifizierung der Diversität der Untersuchungsflächen wurden für die Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften separat die folgenden Indizes berechnet:

Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art  $i$  ( $p_i$ )

$$(1) \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \begin{array}{l} N = \text{Gesamtindividuenzahl} \\ n_i = \text{Individuenzahl der Art } i \end{array}$$

Shannon Index ( $H_s$ )

$$(2) \quad H_s = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \begin{array}{l} S = \text{Gesamtzahl der Arten} \\ p_i = \text{Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art } i \end{array}$$

Evenness ( $E_s$ )

$$(3) \quad E_s = \frac{H_s}{\ln S} \quad \begin{array}{l} H_s = \text{Shannon Index} \\ S = \text{Gesamtzahl der Arten} \end{array}$$

Simpson Index ( $D$ )

$$(4) \quad D = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad \begin{array}{l} S = \text{Gesamtzahl der Arten} \\ p_i = \text{Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art } i \end{array}$$

Hill Index ( $N_2$ )

$$(5) \quad N_2 = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad \begin{array}{l} S = \text{Gesamtzahl der Arten} \\ p_i = \text{Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art } i \end{array}$$

Margalef Index ( $D_{Ma}$ )

$$(6) \quad D_{Ma} = \frac{S-1}{\ln N} \quad \begin{array}{l} S = \text{Gesamtzahl der Arten} \\ N = \text{Gesamtindividuenzahl} \end{array}$$

Menhinick Index ( $D_{Me}$ )

$$(7) \quad D_{Me} = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad \begin{array}{l} S = \text{Gesamtzahl der Arten} \\ N = \text{Gesamtindividuenzahl} \end{array}$$



### 2.4.2 Aktivitätsdominanz

„Die Dominanz beschreibt die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten, bezogen auf die Lebensraumgröße“ (MÜHLENBERG 1993, S. 344). Ihre Berechnung erfolgt nach:

$$(8) \quad D_A = \frac{G_A}{G_S} \times 100\% \quad \begin{array}{l} G_A = \text{Anzahl der erfassten Individuen der Art A} \\ G_S = \text{Summe der erfassten Individuen aller Arten} \end{array}$$

Zur Einordnung des Ergebnisses in Haupt- und Begleitarten wurde die logarithmische Klassenbildung nach ENGELMANN gewählt (Tabelle 3), welche so angelegt ist, dass 85 % der erfassten Individuen als Hauptarten auftreten (MÜHLENBERG 1993).

**Tabelle 3:** Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978)

Einteilung	Dominanzklasse	% der Individuen
<b>Hauptarten</b>	eudominant	32,00 - 100,00
	dominant	10,00 - 31,90
	subdominant	3,20 - 9,90
<b>Begleitarten</b>	rezedent	1,00 - 3,10
	subrezedent	0,32 - 0,99
	sporadisch	0,00 < 0,32

### 2.4.3 Artenidentität

Die Artenidentität nach JACCARD ist ein qualitatives Maß für die Übereinstimmung zweier Tierbestände in der Artenzusammensetzung (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

$$(9) \quad JZ = \frac{G \times 100}{S_A + S_B - G} \quad \begin{array}{l} G = \text{Anzahl der sowohl in Gebiet A als auch B} \\ \text{vorkommenden Arten} \\ S_A, S_B = \text{Anzahl der ausschließlich im Gebiet A bzw. B} \\ \text{vorkommenden Arten} \end{array}$$

### 2.4.4 Ensifera / Caelifera Index

Der Ensifera / Caelifera Index (E/C Index) wurde sowohl anhand der Artenzahl als auch der Individuenzahl berechnet (INGRISCH & KÖHLER 1998).

$$(10) \quad E/C \text{ Index} = \frac{E_A}{C_A} \quad \begin{array}{l} E_A = \text{Anzahl der in Gebiet A vorkommenden Ensifera-Arten} \\ \text{bzw. -Individuen} \\ C_A = \text{Anzahl der in Gebiet A vorkommenden Caelifera-Arten} \\ \text{bzw. -Individuen} \end{array}$$

## 2.5 Ökologische Klassifizierungen

### 2.5.1 Ökologische Klassifizierungen der Heuschrecken

#### Ökologischer Verbreitungstyp (Kernlebensraum)

Die Grobcharakterisierung der Heuschrecken entsprechend ihres Kernlebensraums folgt BRUCKHAUS & DETZEL (1997):

- gebüschbewohnende Art
- bodenbewohnende Art
- offenlandbewohnende Art
- synanthrope Art

#### Mikroklimatische Bindung

Die Einstufung der Heuschrecken entsprechend ihrer mikroklimatischen Bindung erfolgt nach den Angaben von MAAS et al. (2002) in fünf Kategorien:

- xerophil (ausgesprochen trockenheitsbedürftige Art)
- thermophil / leicht xerophil (ausgesprochen wärmeliebende Art)
- leicht thermophil (Art mit Bevorzugung warmer Standorte)
- mesophil (eurytope Arten mit großer ökologischer Potenz)
- leicht hygrophil (Arten mit leichter Bevorzugung feuchter Standorte)

#### Eiablageverhalten

Heuschrecken lassen sich hinsichtlich ihres Eiablageverhaltens in Bodenbrüter und Pflanzenbrüter einteilen. Bodenbrüter sind auf vegetationsarme bzw. -freie Stellen sowie eine bestimmte Körnung und Feuchte des Substrats angewiesen, während Pflanzenbrüter spezifische Pflanzenstrukturen zur Eiablage benötigen (DETZEL 1998).

#### Trophische Stellung

Heuschrecken nutzen ein weites Spektrum an Nahrungsressourcen. Die meisten Caelifera (Kurzfühlerschrecken) sind phytophag (pflanzenfressend). Ensifera (Langfühlerschrecken) sind hingegen überwiegend zoophag (fleischfressend) oder pantophag (sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrung fressend; DETZEL 1998).

## 2.5.2 Ökologische Klassifizierungen der Hummeln

### Ökologische Verbreitungstypen

Die Hummeln wurden - basierend auf WESTRICH (1979) - fünf ökologischen Verbreitungstypen zugeordnet. Definitionen und Zuordnung wurden nach MAUSS & SCHINDLER (2002) modifiziert. Die Einteilung nicht klassifizierter Arten erfolgte anhand der Angaben von WESTRICH (1989).

- stenök-eremophile Arten:  
ausgesprochen xerothermophile Arten mit starker Offenlandbindung. Oftmals nur in niederschlagsarmen Gebieten vorkommend.
- euryök-eremophile Arten:  
gleichfalls xerophile Arten, jedoch weniger anspruchsvoll als die Arten der ersten Gruppe. Folglich ebenfalls Arten mit Offenlandbindung, ihre Habitate grenzen aber häufig an Gehölze, werden beschattet oder sind nur kleinflächig offen. Höhen von 450 m ü.NN werden nur selten überschritten.
- hypereuryök-intermediäre Arten:  
Ubiquisten, Arten mit weiter ökologischer Valenz, mit geringer Empfindlichkeit gegenüber Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnissen und infolgedessen sowohl trockene als auch feuchte Biotope bewohnend, keine Bevorzugung bestimmter Habitate.
- euryök-hylophile Arten:  
ebenfalls Arten mit großer ökologischer Potenz, jedoch mit schwacher Vorliebe für mäßig kühle und feuchte Biotope. Vorkommen im Offenland, aber mäßig waldverträglich.
- stenök-hylophile Arten:  
Arten mit Bevorzugung für kaltfeuchtes Klima. Vorkommen daher meist in höheren, bewaldeten Lagen. Offenland wird - mit Ausnahme von Mooren - völlig gemieden.

### Nistverhalten

Mit Ausnahme der Baumhummel (*Bombus hypnorum*) nisten alle in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Hummelarten in Hohlräumen im Boden oder nah der Erdoberfläche (WESTRICH 1989).

- hypergäisch:  
Arten nisten oberhalb des Bodens, meist unter Grasbüscheln
- endogäisch:  
Arten nisten unterirdisch, oftmals in ausgedienten Kleinsäugerbauten

### Sozialverhalten

Das Sozialverhalten der nicht parasitischen Hummelarten wird als „primitiv eusozial“ bezeichnet. Darüber hinaus gibt es unter Hummeln sogenannte Sozialparasiten (WESTRICH 1989).

- primitiv eusoziale Lebensweise:  
Kolonie aus Adulten zweier Generationen. Geringfügige morphologische Differenzierung der Kasten. Futteraustausch fehlend oder selten. Nur ein fertiles Weibchen. Einjährige Volkszyklen. Hoch eusozial ist nur *Apis mellifera* (Honigbiene).
- Sozialparasiten:  
Arten bauen keine eigenen Nester, sondern legen ihre Eier in Brutzellen der Wirtsart. Die Brut wird entweder von der Wirtsart versorgt (Sozialparasiten, Schmarotzer) oder sie ernährt sich von der Brut der Wirte (Kleptoparasiten, Kuckucksbienen).

### Sammelverhalten

Hummeln sind „central place foragers“, d.h. alle Sammelflüge beginnen und enden an ihrem Nistplatz. Nist- und Nahrungshabitate sind dabei häufig räumlich getrennt. Weite Sammelflüge benötigen mehr Energie und Zeit und lohnen nur bei einem reichen Ressourcenangebot. Hummelarten lassen sich hinsichtlich ihrer Sammelstrategie in zwei Gruppen einteilen (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000, WALTHER-HELLWIG et al. 2006).

- Distanzsammler:  
kurzrüsselige, große Arten mit individuenreichen Völkern, nutzen konzentriertes Ressourcenangebot in bis zu mehreren Kilometern Entfernung ihres Nistplatzes
- Nahbereichssammler:  
langrüsselige, kleinere Arten mit geringerer Volksgröße, nutzen diffuses Ressourcenangebot in wenigen hundert Metern Entfernung ihres Niststandortes

### Brutversorgungsverhalten

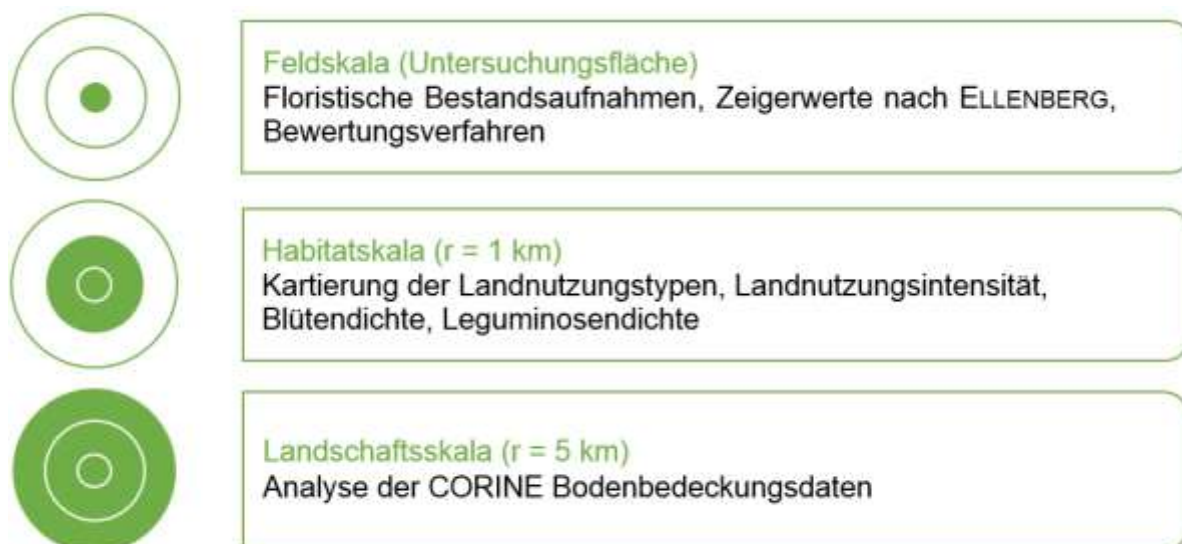
Hummeln zeigen zwei unterschiedliche Strategien zur Versorgung ihrer Brut. Dieses Verhalten ist kongruent mit der artspezifischen Rüssellänge, so dass diese Einteilung nur einmal vorgenommen wird (VON HAGEN & AICHHORN 2003).

- Pocketmaker (Arten mit langem Rüssel):  
lagern Pollen in neben den Brutzellen eigens angelegten Taschen an den Brutzellen
- Pollenstorer (Arten mit kurzem Rüssel):  
lagern Pollen und Nektar in den leeren Brutzellen bereits geschlüpfter Individuen

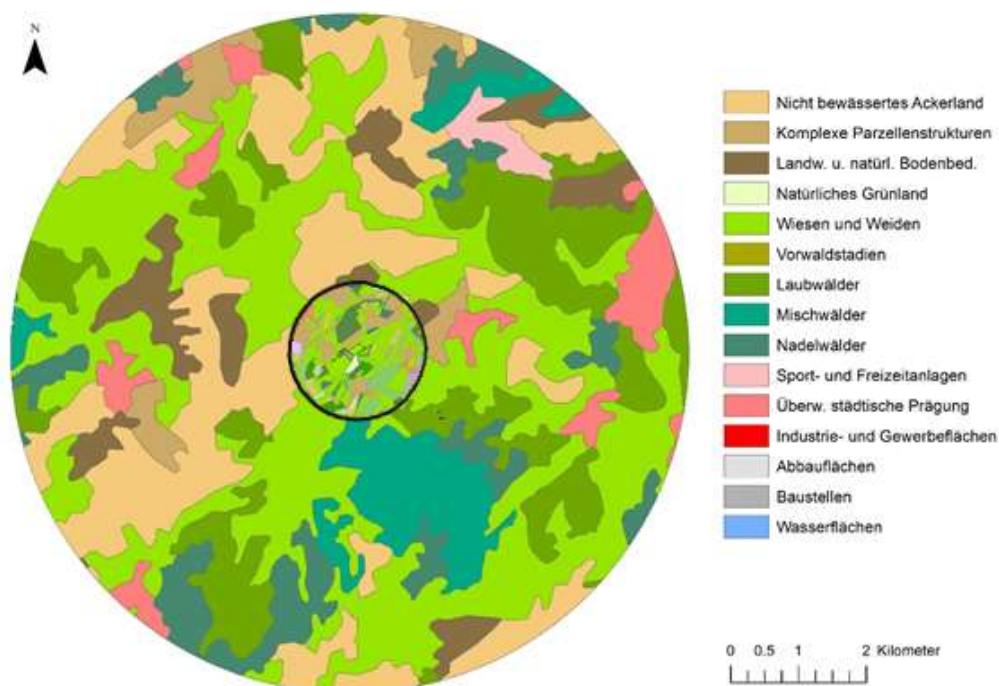
## 2.6 Erfassung der Landschaftsparameter

### 2.6.1 Konzept

Zur Charakterisierung der Untersuchungsflächen sowie des direkten Umfeldes als auch des umgebenden Landschaftsraumes wurden auf drei räumlichen Skalen verschiedene Landschaftsparameter erhoben (Abbildung 27). Mit zunehmender räumlicher Ausdehnung steigt dabei der Grad der Generalisierung (Abbildung 28).



**Abbildung 27:** Schematische Darstellung des Untersuchungsdesigns zur Erhebung der Landschaftsparameter.



**Abbildung 28:** Beispielhafte, kombinierte Darstellung der Landnutzungskartierung (r = 1 km) und der CORINE Bodenbedeckungskarte (r = 5 km) mit vereinfachter Legende.

## 2.6.2 Parameter auf der Feldskala

### Floristische Aufnahmen

Auf den Untersuchungsflächen wurden zu jedem Erfassungstermin neben den zoologischen Erfassungen auch floristische Parameter erfasst. Zum Zeitpunkt jeder Erfassung wurden alle blühenden Blütenpflanzen notiert und die Blütendichte als prozentualer Anteil der Blütenpflanzen an der gesamten Vegetationsdeckung des Schläges abgeschätzt. Darüber hinaus wurde die aktuelle Vegetationshöhe in Zentimetern notiert.

### Zeigerwerte nach ELLENBERG

Zur weiteren Charakterisierung der Pflanzenbestände wurden die vorkommenden Pflanzenarten in ökologische Klassen eingeteilt. Entsprechend der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG erfolgte die Darstellung für die Faktoren Lichtzahl (L), Wärmehzahl (T), Kontinentalitätszahl (K), Feuchtezahl (F), Reaktionszahl (R), Stickstoffzahl (N). Durch eine Ziffer von 1 bis 9 drücken diese das ökologische Verhalten einer Pflanzenart gegenüber dem jeweiligen Standortfaktor aus (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Unabhängig vom Deckungsgrad der Arten wurde der Mittelwert jedes Faktors für den Pflanzenbestand gebildet.

Zudem erfolgte eine Einteilung nach den Lebensformen nach RAUNKIAER (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010):

- C krautiger Chamaephyt  
Knospen wie bei Z meist über der Erde und im Schneeschutz überwinternd
- G Geophyt  
Überwinterungsknospen unter der Erdoberfläche, meist mit Speicherorganen
- H Hemikryptophyt  
Überwinterungsknospen nahe der Erdoberfläche
- N Nanophanerophyt  
Strauch oder Kleinbaum, meist 0,5 - 5 m hoch werdend
- P Phanerophyt  
Baum, der mehr als 5 m hoch werden kann
- T Therophyt  
kurzlebig und ungünstige Zeiten als Samen überdauernd
- Z holziger Chamaephyt  
Zwergstrauch, nur selten über 0,5 m hoch werdend

### Bewertungsverfahren

Als Maßzahlen für den naturschutzfachlichen Wert der Flächen wurden der Biotopwert sowie der HNV Index (High Nature Value Farmland) herangezogen. Für die Gebiete der ökologischen Stichprobenflächen wurden diese vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) zur Verfügung gestellt.

#### Biotopwert:

Die numerische Bewertung der Biotoptypen erfolgt auf einer Skala von 0 „wertlos“ bis 10 „sehr wertvoll“ auf Grundlage der Kriterien Natürlichkeit, Gefährdung / Seltenheit, Ersetzbarkeit / Wiederherstellbarkeit sowie Vollkommenheit. Die Einstufung dieser Kriterien wird mittels einer Bewertungsmatrix vorgenommen. Bei der Bewertung von Grünland werden zur Einstufung die Frequenz und Anzahl an Kenn- und Zeigerarten (Wiesenkennarten, Magerkeits-, Feuchte- und Nässezeiger) sowie der Ausprägungsgrad berücksichtigt (LANUV 2008).

#### HNV Index:

Nach dem HNV Index (High Nature Value Farmland) wird landwirtschaftliche Fläche in drei Wertstufen von HNV I „äußerst hoher Naturwert“ bis HNV III „mäßig hoher Naturwert“ eingestuft (BENZLER 2009). Die Einstufung erfolgt hierbei ebenfalls nach dem Vorkommen von Kenn taxa (BFN 2016).

### **2.6.3 Parameter auf der Habitatskala**

In einem Radius von 1 km um den geometrischen Schwerpunkt der Untersuchungsflächen wurde eine Nutzungskartierung durchgeführt (vgl. Abbildungen 51 - 64). Die Daten wurden im Feld mit Hilfe eines GPS-Handcomputers (Trimble Juno) in ESRI ArcMap 10.1 erfasst und in ArcGIS Desktop 10.1 (ESRI 2012) aufgearbeitet. Hierbei wurden folgende Klassifizierungen verwendet:

#### Landnutzungstypen:

- Feldgehölze
- Getreide
- Gewässer
- Grünfläche
- Laubwald
- Leguminosen
- Mähweide
- Mais
- Mischwald
- Nadelwald
- Raps
- Siedlung
- Straße
- Weide
- Wiese

#### Nutzungsintensität

Die Intensität der Landnutzung wurde in drei Stufen eingeteilt und für jedes Polygon abgeschätzt: gering (1), mittel (2), hoch (3).

### Blüten- und Leguminosendichte

Die Deckung an Blütenpflanzen insgesamt und Leguminosen im Speziellen wurde separat für jedes Polygon anhand der Londo-Skala abgeschätzt (DIERSCHKE 1994):

1	2	3	4	5
< 5 %	6 - 25 %	26 - 50 %	51 - 75 %	76 - 100 %

#### **2.6.4 Parameter auf der Landschaftsskala**

In einem Radius von 5 km um das geometrische Zentrum der Untersuchungsflächen wurden Daten zur Bodenbedeckung des CORINE Landcover (CLC) herangezogen (vgl. Abbildungen 68 - 81). Hierbei handelt es sich um Landnutzungsdaten, die europaweit einheitlich innerhalb des Programms CORINE (Coordination of Information on the Environment) der Europäischen Union erhoben werden. Die Kartierung ist das Ergebnis einer Fernerkundung (remote sensing) auf Basis von Satellitendaten im Maßstab 1:100 000. Hiernach wird die Bodenbedeckung in 44 Landnutzungsklassen eingeteilt, von denen 37 Klassen in Deutschland relevant sind. Die Analyse erfolgte auf Basis eines in 2006 erhobenen Vektordatensatzes, welcher seit 2010 verfügbar ist und momentan die aktuellste Version darstellt (DLR 2017).



## 2.7 Landschaftsindizes

Zur quantitativen Strukturbeschreibung der Landschaft wurden auf allen drei Landschaftsebenen Indizes berechnet. Auf der Feldskala wurden eine Flächen- und Formanalyse durchgeführt, auf der Habitat- und Landschaftsskala zusätzlich eine Randlinienanalyse sowie Indizes zur Quantifizierung der Diversität und Zerschneidung der Landschaft berechnet. Die Berechnungen erfolgten mit der Programmerweiterung V-LATE (LANG & TIEDE 2003) für ArcGIS. Die Formeln und Beschreibungen folgen LANG & BLASCHKE (2007).

### 2.7.1 Flächenanalyse

Das grundlegende Maß zur Beschreibung eines Landstücks (i.F. Patch) ist dessen Größe (Area, A):

$$(11) \quad AREA = 0,5 * \sum (x_{i+1} - x_i)(y_{i+1} - y_i)$$

x = Rechtskoordinate /  
y = Hochkoordinate  
des i-ten Polygonstützpunkts

Daraus lassen sich ableiten:

Class Area (CA)	Summe aller Patchgrößen einer Klasse
Mean Patch Size (MPS)	durchschnittliche Patchgröße einer Klasse / Landschaft
Number of Patches (NP)	Anzahl der Patches einer Klasse / Landschaft
Patch size standard deviation (PSSD)	Standardabweichung der Patchgrößen

### 2.7.2 Formanalyse

Da die Flächengröße keine Information über die Gestalt eines Patches beinhaltet, lassen sich diverse Formindizes berechnen:

Das Flächen-Randlinien-Verhältnis (mean perimeter-area ratio, MPAR) beschreibt die Form eines Patches durch Vergleich der Größe eines Patches mit seinem Umfang:

$$(12) \quad MPAR = \frac{p_{ij}}{a_{ij}}$$

p<sub>ij</sub> = Umfang des Patches ij  
a<sub>ij</sub> = Fläche des Patches ij

Der Shape Index (mean shape index, MSI) beschreibt die Kompaktheit eines Patches, berechnet im Vergleich zu einem flächengleichen Kreis:

$$(13) \quad MSI = \frac{p}{2\sqrt{\pi * a}}$$

p = Umfang des Patches  
a = Fläche des Patches

Die fraktale Dimension (fractal dimension, MFRACT) beschreibt die Irregularität einer Fläche und berechnet sich näherungsweise über:

$$(14) \quad MFRACT \approx \frac{2 * \log(p)}{\log(a)}$$

p = Umfang des Patches  
a = Fläche des Patches

### 2.7.3 Randlinienanalyse

Eine hohe Randliniendichte impliziert oftmals einen hohen Grad an Verzahnung und damit Strukturvielfalt einer Landschaft. Die Länge einer Grenzlinie (Perimeter, PERIM) berechnet sich wie folgt:

$$(15) \quad PERIM = \sum \sqrt{(x_{i+1} - x_i)^2 + (y_{i+1} - y_i)^2}$$

x = Rechtskoordinate /  
y = Hochkoordinate  
des i-ten Polygonstützpunkts

Daraus lassen sich ableiten:

Total Edge (TE)	Gesamtlänge der Grenzlinien einer Klasse / Landschaft
Edge Density (ED)	Dichte der Grenzlinien
Mean Patch Edge (MPE)	mittlere Länge der Grenzlinien einer Klasse / Landschaft

### 2.7.4 Landschaftsdiversität

Die Zusammensetzung einer Untersuchungslandschaft kann - analog zu floristischen oder faunistischen Gemeinschaften - über Diversitätsindizes charakterisiert werden:

Die relative Fülle (Richness %) beschreibt den Anteil der in einer Landschaft vorkommenden Klassen, normiert auf die maximal mögliche Anzahl an Klassen.

Die Diversität der Klassen (Shannon Diversity, DIV), Gleichverteilung der Klassen (Shannon Evenness, EVEN) sowie Dominanz der Klassen (Dominance, DOM) berücksichtigen darüber hinaus die Flächenanteile der einzelnen Klassen:

$$(16) \quad DIV = - \sum_{i=1}^m P_i * \ln P_i$$

$$(17) \quad EVEN = \frac{DIV}{\ln m}$$

$$(18) \quad DOM = \ln m - DIV$$

$P_i$  = Bedeckungsgrad der Klasse i

m = Klassenanzahl

### 2.7.5 Landschaftszerschneidung

Die Landschaftszerschneidung oder auch Fragmentierung wird durch folgende Parameter beschrieben:

Der Zerschneidungsindex (subdivision index, SUB) basiert auf einem Kohärenzgrad (coherence, COH) und misst die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig verteilte Punkte nicht innerhalb desselben Patches liegen:

$$(19) \quad COH = \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A}\right)^2$$

A = Größe der Ausgangsfläche

a = Größe der Teilfläche  $f_i$

$$(20) \quad SUB = 1 - COH$$

Der Splitting Index (SPLIT) gibt an, wie viele gleich große Patches bei dem gegebenen Zerschneidungsgrad verbleiben. Die effektive Maschenweite (MESH) beschreibt die durchschnittliche Größe dieser Flächen:

$$(21) \quad MESH = \frac{\sum_{i=1}^n a_i^2}{A}$$

A = Größe der Ausgangsfläche

a = Größe der Teilfläche  $f_i$

$$(22) \quad SPLIT = \frac{A}{MESH}$$

## 2.8 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der erhobenen Daten wurde mit SigmaPlot 13.0 (SYSTAT SOFTWARE 2016) und PC-ORD 5 (MJM SOFTWARE 2006) durchgeführt.

### 2.8.1 Varianzanalyse

Die Varianzanalyse dient der Überprüfung, ob zwei Stichproben derselben Grundgesamtheit entstammen. Hierbei wird die Varianz innerhalb der Gruppen mit der Varianz zwischen den Stichproben verglichen (FAHRMEIR et al. 2007). Die Analyse diente innerhalb dieser Studie der Bestimmung signifikanter Unterschiede zwischen den Tiergemeinschaften der drei Bewirtschaftungsvarianten, zwischen den floristischen Merkmalen der drei Bewirtschaftungsvarianten sowie zwischen der Landschaftsausstattung der beiden Landschaftsräume.

Je nach Verteilung und Homogenität der Stichproben wurden zwei verschiedene Verfahren angewandt. Zur Überprüfung der Normalverteilung innerhalb der Grundgesamtheit der jeweiligen Stichprobe wurde ein Shapiro-Wilk-Test durchgeführt. Zur Überprüfung der Varianzhomogenität, d.h. der Gleichheit der Varianzen innerhalb der Stichprobe, diente der Brown-Forsythe-Test. Sofern beide Voraussetzungen erfüllt waren, wurde eine einfaktorielle Varianzanalyse (t-Test, analysis of variance) durchgeführt, welche die Mittelwerte der Stichprobe auf Unterschiede prüft. Im Falle der Verletzung der Annahme der Normalverteilung wurde stattdessen eine einfaktorielle Rangvarianzanalyse (Mann-Whitney-U-Test, analysis of variance by ranks) durchgeführt, welche die Mediane der Stichproben auf Unterschiede prüft. Da nur auf signifikante Unterschiede zwischen maximal drei Gruppen verglichen wurde, entfielen angeschlossene Mittelwertvergleiche (z.B. Bonferroni-Korrektur des Signifikanzniveaus), womit es sich um ungeschützte (unprotected) Tests handelt.

Die Berechnungen wurden mit SigmaPlot 13.0 (SYSTAT SOFTWARE 2016) durchgeführt. Signifikante Unterschiede wurden als signifikant (\* =  $P < 0,05$ ), sehr signifikant (\*\* =  $P < 0,01$ ) und hoch signifikant (\*\*\*) =  $P < 0,001$ ) angegeben.

### 2.8.2 Regressionsanalyse

Die lineare Regressionsanalyse dient der Modellierung von Beziehungen zwischen einer abhängigen und einer unabhängigen Variablen. Als Ergebnis wird in einem kartesischen Koordinatensystem eine gerade Linie (Regressionslinie) erzeugt, die den Wert der abhängigen Variablen am genauesten beschreibt oder vorhersagt. Hierbei wird angenommen, dass die möglichen Werte für die abhängige Variable mit konstanter

Varianz um die Regressionslinie herum verteilt sind (FAHRMEIR et al. 2007). Die Analyse diente innerhalb dieser Studie der Suche nach linearen Zusammenhängen zwischen den Tiergemeinschaften und den Landschaftsparametern auf der Feldskala. Die Berechnungen wurden mit SigmaPlot 13.0 (SYSTAT SOFTWARE 2016) durchgeführt. Bei der Regression müssen der Achsenschnittpunkt sowie die Steigung der Regressionslinie geschätzt werden, wobei jeweils ein Freiheitsgrad verbraucht wird. Die Zahl der Freiheitsgrade beträgt somit  $n-2$ .

### 2.8.3 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse dient der Definition von homogenen Gruppen aus heterogenen Einzelobjekten, basierend auf deren Ähnlichkeiten (MCCUNE & GRACE 2002). Diesen Ähnlichkeiten können sowohl quantitative als auch kategoriale Variablen zugrunde liegen. In mehreren Schritten wird aus einzelnen Clustern mit der höchsten Ähnlichkeit solange ein größeres Cluster bestimmt, bis alle Einzelobjekte einbezogen sind. Die Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit der einzelnen Objekte wird durch die Länge der Verbindungsachsen innerhalb eines Dendrogramms dargestellt (LEYER & WESCHE 2007). Die Analyse diente innerhalb dieser Studie der Identifizierung funktionaler Gruppen der erfassten Tierarten hinsichtlich ihrer ökologischen Merkmale sowie der Analyse der Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer Landschaftsausstattung. Die Berechnungen wurden in PC-ORD 5 (MJM SOFTWARE 2006) durchgeführt.

Die Identifizierung funktionaler Gruppen der erfassten Tierarten basiert auf den ökologischen Klassifizierungen zu Unterordnung, Kernlebensraum, mikroklimatischer Bindung, Eiablageverhalten und trophischer Stellung (vgl. Kapitel 2.5). Diese kategorialen Merkmale wurden zur Berechnung als quantitative Variablen ausgedrückt. Hierzu werden Merkmale der Art als 1 und Merkmale, welche die Art nicht aufweist, als 0 ausgedrückt (nach PLA et al. 2012). Die Berechnung beruht auf dem Euklidischen Distanzmaß als klassischem Maß für homogene Daten und der Gruppenbildung nach WARD, welche die Mittelwerte der Variablen eines neuen Clusters ermittelt sowie die Distanzen aller Einzelobjekte zu diesen Mittelwerten aufsummiert. Die Objekte, deren Zuwachs gegenüber der Summe am geringsten ist, werden zu einem neuen Cluster zusammengefasst (MCCUNE & GRACE 2002). Arten, die hinsichtlich dieser Kriterien Übereinstimmungen von mindestens 87,5 % zeigten, wurden zu einer funktionalen Gruppe zusammengefasst.

Die Ähnlichkeitsanalyse der Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer Landschaftsausstattung basierte auf den erhobenen Daten der jeweiligen Skalenebene (vgl. Kapitel 2.6). Diese quantitativen Variablen wurden zunächst standardisiert, um die Gleichgewichtung aller berücksichtigten Variablen zu gewährleisten. Die Berechnung beruht auf dem SÖRENSEN Ähnlichkeitsmaß, welches vielfach für ökologische Fragestellungen

verwendet wird, da es in heterogenen Datensets sensitiver reagiert und der Nearest Neighbour Gruppenbildung, welche immer jenes Paar aus zwei Clustern ermittelt, das die kürzeste Distanz zueinander aufweist (McCune & Grace 2002).

#### 2.8.4 Ordinationsverfahren

Ordinationsverfahren dienen im Allgemeinen der Anordnung von Objekten innerhalb eines Koordinatensystems entsprechend ihrer Ähnlichkeiten. Das Hauptziel besteht darin, eine effektive Datenreduktion zu erreichen, die vieldimensionale Beziehungen in einer kleinen Anzahl von Dimensionen ausdrückt (McCune & Grace 2002). Je näher die Objekte innerhalb des Ordinationsraums positioniert sind, desto ähnlicher sind sie sich (Leyer & Wesche 2007). In dieser Studie wurden zwei verschiedene Ordinationsverfahren angewandt, die Hauptkomponentenanalyse und die kanonische Korrelationsanalyse.

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA, Principal Component Analysis) dient der Vereinfachung und Veranschaulichung umfangreicher Datensätze. Hierzu wird die Vielzahl statistischer Variablen auf eine geringere Zahl an Linearkombinationen (Hauptkomponenten) angenähert und so die Varianz, welche durch jede Achse erklärt wird, maximiert (McCune & Grace 2002). Die Analyse diente innerhalb dieser Studie der Ordination der Tierarten nach ihren ökologischen Eigenschaften, der Ordination der funktionalen Diversität, Evenness sowie funktionalen Gruppen der Heuschrecken nach den Bewirtschaftungsvarianten und der Ordination der Landschaftsparameter auf der Feldskala nach Bewirtschaftungsvariante. Die Berechnungen wurden mit PC-ORD 5 (MJM Software 2006) durchgeführt. Hierbei wurden zunächst die Varianzen und Kovarianzen zentriert. Die Objekte wurden als Punkte und die beschreibenden Variablen als Vektoren dargestellt.

Die kanonische Korrelationsanalyse (CCA, Canonical Correspondance Analysis) dient der Ermittlung wechselseitiger Abhängigkeiten zweier Datensätze. Hierzu wird jene Struktur innerhalb der Hauptmatrix gesucht, welche die Korrelation mit der zweiten Matrix maximiert (McCune & Grace 2002). Dabei wird davon ausgegangen, dass sich Arten unimodal entlang von Umweltgradienten bewegen (Leyer & Wesche 2007). Die Analyse diente innerhalb dieser Studie der Ordination der faunistischen Daten (Hauptmatrix) und der Landschaftsparameter (zweite Matrix) auf der jeweiligen räumlichen Skala. Die Berechnungen wurden mit PC-ORD 5 (MJM Software 2006) durchgeführt. Aufgrund der großen Dominanzunterschiede zwischen den funktionalen Gruppen wurden deren Abundanzen zuvor logarithmiert. Die Achsenwerte der Ordination wurden zentriert und standardisiert. Die faunistischen Daten wurden als Punkte und die Landschaftsparameter als Vektoren dargestellt.

### 3 Deskriptive Ergebnisse

#### 3.1 Die Heuschreckengemeinschaften der Untersuchungsflächen

Die erfassten Heuschreckenarten sind in Tabelle 4 aufgeführt.

**Tabelle 4:** Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) der Untersuchungsflächen, Gefährdungstatus (Rote Liste NRW) nach Landschaftsräumen (E = Eifel, S = Süderbergland), Anzahl der erfassten Individuen nach Landschaftsräumen (Eifel, SÜBL = Süderbergland, Total).

Art	Name	Rote Liste		Individuen		
		E	S	Eifel (n=44)	SÜBL (n=38)	Total (n=82)
<b>Caelifera</b>	<b>Kurzfühlerschrecken</b>					
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (DEG. 1773)	Weißrandiger Grash.	-	3		9	9
<i>Chorthippus biguttulus</i> (L. 1758)	Nachtigall-Grash.	*	*	265	85	350
<i>Chorthippus brunneus</i> (THB. 1815)	Brauner Grashüpfer	*	*	15	6	21
<i>Chorthippus dorsatus</i> (ZETT. 1821)	Wiesengrashüpfer	0	1	1		1
<i>Chorthippus montanus</i> (CHARPENTIER, 1825)	Sumpfgrashüpfer	1	2		2	2
<i>Chorthippus parallelus</i> (ZETT. 1821)	Gemeiner Grash.	*	*	1043	1118	2161
<i>Chrysochraon dispar</i> (GER. 1834)	Große Goldschrecke	*	*	21	43	64
<i>Omocestus viridulus</i> (L. 1758)	Bunter Grashüpfer	V	*	39	30	69
<i>Stenobothrus lineatus</i> (PANZ. 1796)	Heidegrashüpfer	3	V	17		17
<i>Tetrix subdulata</i> (L. 1761)	Säbeldornschrecke	*	*		2	2
<i>Tetrix tenuicornis</i> (SAHLBERG, 1891)	Langfühler-Dorns.	3	3	1		1
<i>Tetrix undulata</i> (SOW. 1806)	Gemeine Dorns.	*	*		5	5
<b>Ensifera</b>	<b>Langfühlerschrecken</b>					
<i>Leptophyes punctatissima</i> (BOSC. 1792)	Punktierte Zartsch.	*	*	2		2
<i>Meconema thalassinum</i> (DEG. 1773)	Gemeine Eichensch.	*	*		3	3
<i>Metrioptera bicolor</i> (PHIL. 1830)	Zweifarbige Beißsch.	*	R	2		2
<i>Metrioptera brachyptera</i> (L. 1761)	Kurzflügelige Beißs.	V	3	1		1
<i>Metrioptera roeselii</i> (HAGENB. 1822)	Roesels Beißsch.	*	*	74	94	168
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (DEG. 1773)	Gemeine Strauchs.	*	*	1	1	2
<i>Tettigonia viridissima</i> L. 1758	Grünes Heupferd	*	*	18	17	35
<b>Σ-Arten</b>				<b>14</b>	<b>13</b>	<b>19</b>
<b>Σ-Individuen</b>				<b>1500</b>	<b>1415</b>	<b>2915</b>

### 3.1.1 Artenspektrum und Diversität

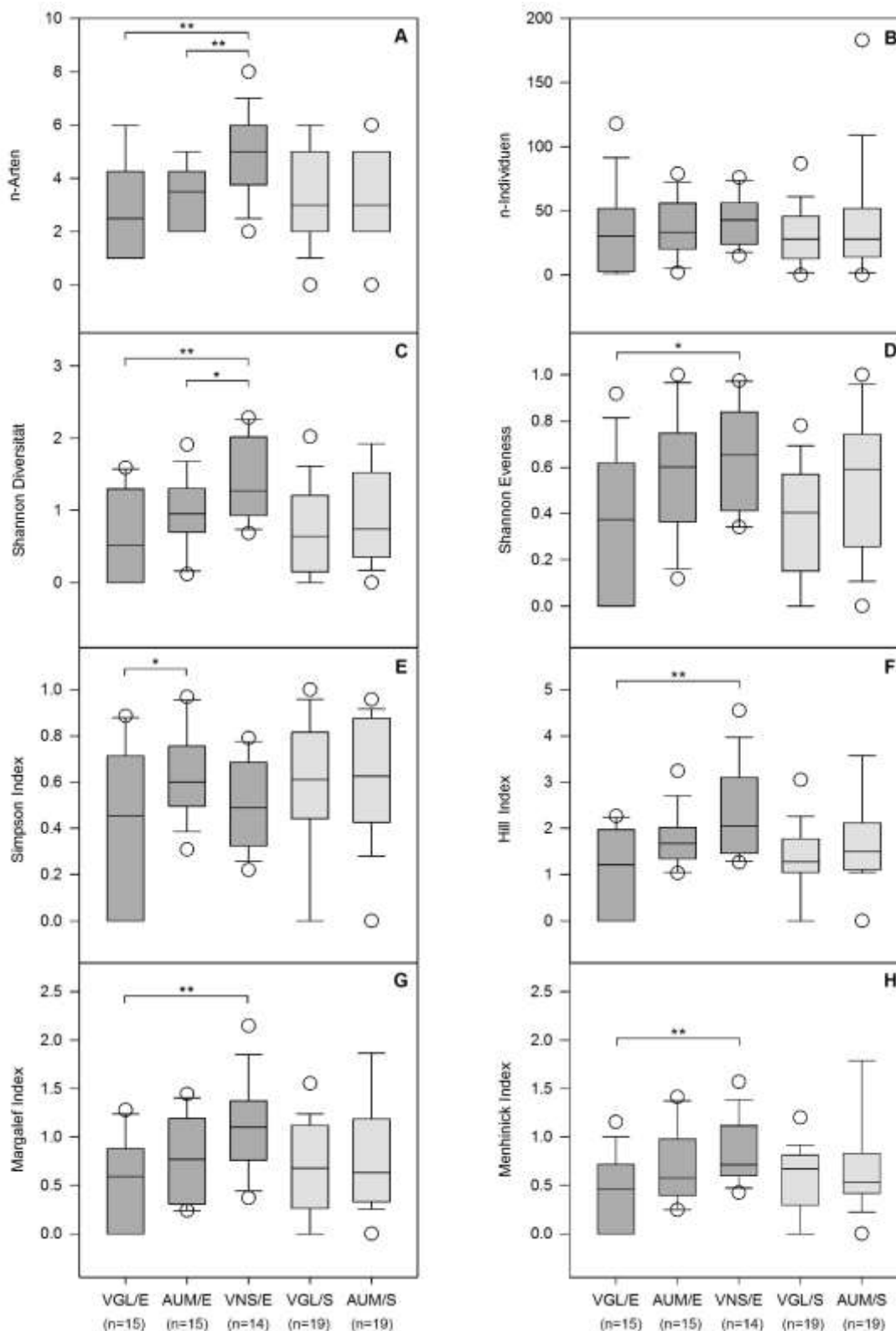
Insgesamt wurden 19 Heuschreckenarten (2915 Individuen) erfasst, von denen 14 Arten (1500 Individuen) in der Eifel und 13 Arten (1415 Individuen) im Süderbergland auftraten. In der Eifel wurden 5 Arten und im Süderbergland 2 Arten nachgewiesen, die in der Roten Liste (V, 3, 2, 1, 0) für den jeweiligen Landschaftsraum aufgeführt sind (Tabelle 4).

Sowohl das Artenspektrum der Heuschrecken als auch die Dominanzverhältnisse der Arten waren in beiden Landschaftsräumen ähnlich. Acht Heuschreckenarten kamen in beiden Landschaftsräumen vor und traten auch am individuenreichsten auf den Untersuchungsflächen auf. Die Diversitätsmaße ließen auf den Untersuchungsflächen in der Eifel deutliche Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten erkennen. Auf den Agrarumweltmaßnahmenflächen (AUM) waren alle berechneten Diversitätsmaße (Tabelle 5) im Mittel höher als auf den Vergleichsflächen (VGL). Die Unterschiede beim Simpson Index waren signifikant (Abbildung 29 E). Auf den Vertragsnaturschutzflächen (VNS) ergaben sich - mit Ausnahme des Simpson Index - noch höhere Werte als auf den AUM-Flächen. Artenzahl und Shannon Diversität waren signifikant höher als auf den AUM-Flächen. Auch zwischen den VNS- und VGL-Flächen wurden signifikante Unterschiede festgestellt (Abbildung 29). Im Untersuchungsraum Süderbergland waren anhand der Diversitätsmaße keine Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten zu erkennen.

**Tabelle 5:** Diversitätsmaße der Heuschreckengemeinschaften ( $\bar{x}$  = arithmetisches Mittel) und ihre Standardabweichungen ( $\sigma$ ) je Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum.

Parameter	Eifel						Süderbergland			
	VGL (n=15)		AUM (n=15)		VNS (n=14)		VGL (n=19)		AUM (n=19)	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$
Artenzahl (S)	2,9	1,6	3,4	1,1	4,8	1,7	3,5	1,8	3,2	2,9
Individuenzahl (N)	33,5	20,0	37,4	23,8	38,9	17,4	30,4	22,1	40,1	33,5
Shannon Diversität ( $H_s$ )	0,6	0,6	0,9	0,5	1,4	0,5	0,8	0,6	0,9	0,6
Shannon Evenness ( $E_s$ )	0,4	0,3	0,6	0,3	0,6	0,2	0,4	0,2	0,5	0,4
Simpson Index (D)	0,5	0,4	0,6	0,2	0,5	0,2	0,6	0,3	0,6	0,5
Hill Index ( $N_2$ )	1,2	0,9	1,7	0,6	2,2	0,8	1,4	0,6	1,7	1,2
Margalef Index ( $D_{Ma}$ )	0,5	0,4	0,8	0,4	1,1	0,5	0,7	0,5	0,8	0,5
Menhinick Index ( $D_{Me}$ )	0,4	0,4	0,7	0,4	0,8	0,3	0,6	0,3	0,7	0,4





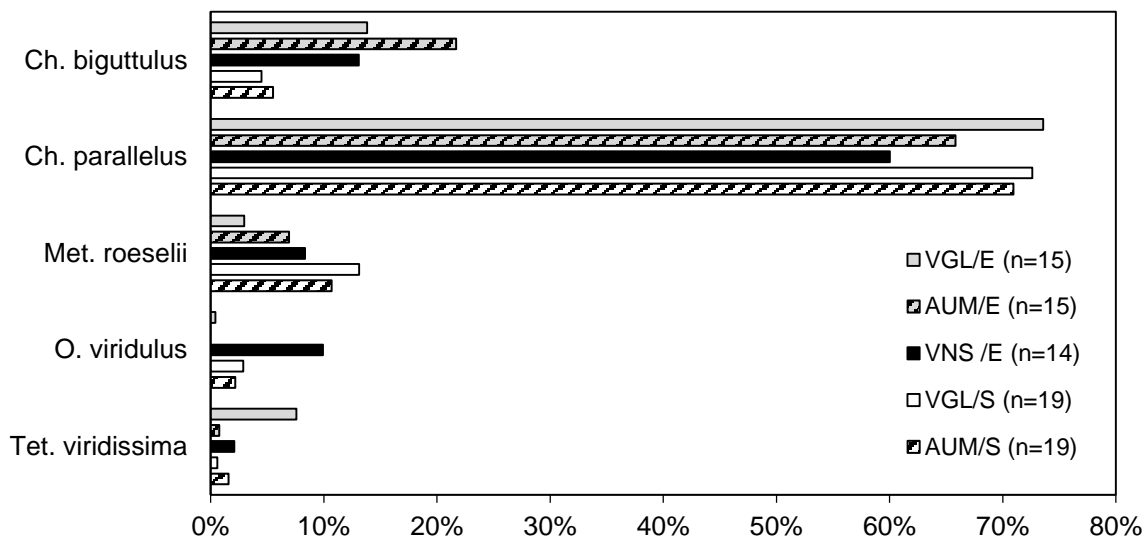
**Abbildung 29:** Diversitätsmaße der Heuschreckengemeinschaften (A: Artenzahl, B: Individuenzahl, C: Shannon Diversität, D: Shannon Evenness, E: Simpson Index, F: Hill Index, G: Margalef Index, H: Menhinick Index) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Signifikante Unterschiede (Mittelwertvergleich nach t-Test) nur innerhalb des gleichen Landschaftsraumes angegeben: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

### 3.1.2 Dominanzstruktur

Ausschließlich die Heuschreckenarten *Ch. parallelus* und *Ch. biguttulus* traten auf den Flächen aller drei Bewirtschaftungsvarianten als Hauptarten nach ENGELMANN (1987) auf (Tabelle 6, Abbildung 30), wobei *Ch. parallelus* mit Abstand am häufigsten nachgewiesen wurde. Als weitere Hauptarten in den unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten traten *Chr. dispar*, *Met. roeselii*, *O. viridulus* und *Tet. viridissima* auf. Die hohen Standardabweichungen von den Mittelwerten veranschaulichen die Heterogenität innerhalb der Stichproben. Auffällig ist jedoch, dass der Anteil von *Ch. parallelus* geringer war, je extensiver die Fläche genutzt wurde, während *Ch. biguttulus* dominanter auftrat.

**Tabelle 6:** Aktivitätsdominanz (%;  $\bar{x}$  = arithmetisches Mittel) der Heuschreckenarten (Abkürzungen nach Artnamenverzeichnis S. X) und Standardabweichungen ( $\sigma$ ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Die Werte der Hauptarten nach ENGELMANN (> 3,2 %; subdominant, dominant, eudominant) sind fettgedruckt.

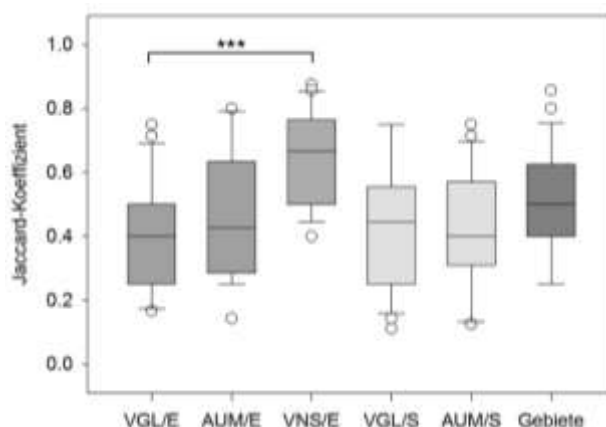
Art	Eifel						Süderbergland			
	VGL (n=15)		AUM (n=15)		VNS (n=14)		VGL (n=19)		AUM (n=19)	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$
<i>Ch. albomarginatus</i>							1,2	3,2	0,3	1,2
<i>Ch. biguttulus</i>	<b>13,8</b>	19,3	<b>21,7</b>	28,4	<b>13,1</b>	13,9	<b>4,5</b>	7,3	<b>5,5</b>	9,8
<i>Ch. brunneus</i>	0,3	0,9	1,4	1,4	1,5	1,6	0,7	1,6		
<i>Ch. dorsatus</i>					0,1	0,1				
<i>Ch. montanus</i>							0,1	0,4	0,1	0,4
<i>Ch. parallelus</i>	<b>73,6</b>	29,8	<b>65,8</b>	26,8	<b>60,0</b>	58,5	<b>72,6</b>	28,1	<b>70,9</b>	28,7
<i>Chr. dispar</i>	0,4	0,9	2,2	3,5	2,2	2,3	2,9	4,2	<b>6,3</b>	11,9
<i>L. punctatissima</i>			0,2	0,7	0,3	0,3				
<i>Mec. thalassinum</i>							0,7	2,0	1,1	4,5
<i>Met. bicolor</i>			0,3	1,0						
<i>Met. brachyptera</i>					0,3	0,3				
<i>Met. roeselii</i>	3,0	4,3	<b>6,9</b>	12,9	<b>8,3</b>	7,8	<b>13,1</b>	30,1	<b>10,7</b>	23,1
<i>O. viridulus</i>	0,4	1,5			<b>9,9</b>	10,7	2,9	5,4	2,2	5,5
<i>Ph. griseoptera</i>	0,1	0,2					0,1	0,6		
<i>St. lineatus</i>	0,8	2,0	0,8	1,6	2,1	2,2				
<i>T. subdulata</i>							0,2	0,7		
<i>T. tenuicornis</i>	0,1	0,2								
<i>T. undulata</i>							0,3	1,2	1,4	4,6
<i>Tet. viridissima</i>	<b>7,6</b>	25,6	0,8	2,2	2,1	2,2	0,6	2,1	1,6	5,6
<b>Summe</b>	100		100		100		100		100	



**Abbildung 30:** Dominanzstruktur der Hauptarten (nach ENGELMANN: > 3,2 %; subdominant, dominant, eudominant) der Heuschreckengemeinschaften im arithmetischen Mittel je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

### 3.1.3 Artenidentität nach JACCARD

Die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (JACCARD Index) zeigte sowohl zwischen den einzelnen VGL-Flächen als auch zwischen den einzelnen AUM-Flächen ähnlich geringe Übereinstimmungen. Zwischen den VNS-Flächen wurde hingegen eine deutlich höhere Übereinstimmung in der Artenzusammensetzung festgestellt. Insgesamt zeigte sich, dass die Artenzusammensetzung der unterschiedlich bewirtschafteten Flächen innerhalb des gleichen Gebiets ähnlicher war als die Artenzusammensetzung zwischen den Flächen der gleichen Bewirtschaftungsvariante (Abbildung 31).



**Abbildung 31:** Ähnlichkeit der Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften nach JACCARD zwischen den Flächen der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsräume (E = Eifel, S = Süderbergland) sowie zwischen den Untersuchungsflächen innerhalb des gleichen Untersuchungsgebiets (Gebiete). Signifikante Unterschiede (Mittelwertvergleich nach t-Test) nur innerhalb des gleichen Landschaftsraumes angegeben: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

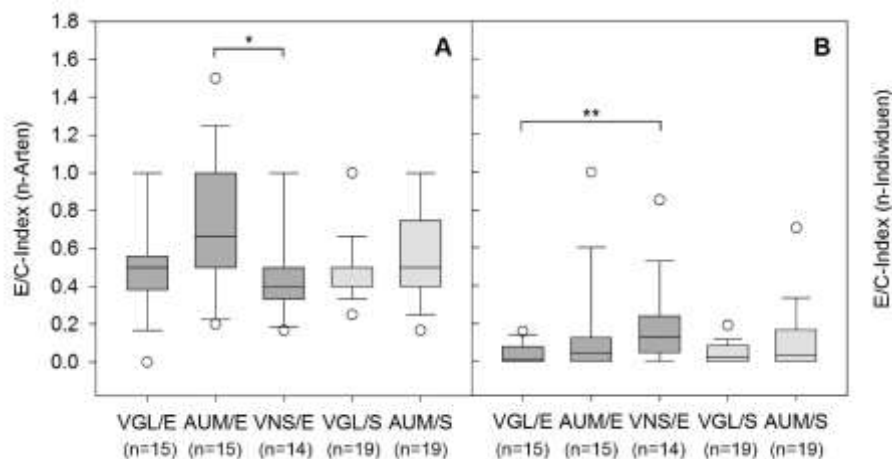
### 3.1.4 Verteilung der Heuschrecken nach ökologischen Gruppen

Die Zuordnung der erfassten Heuschreckenarten zu ökologischen Gruppen (vgl. Kapitel 2.5.1) ist in Tabelle 7 dargestellt.

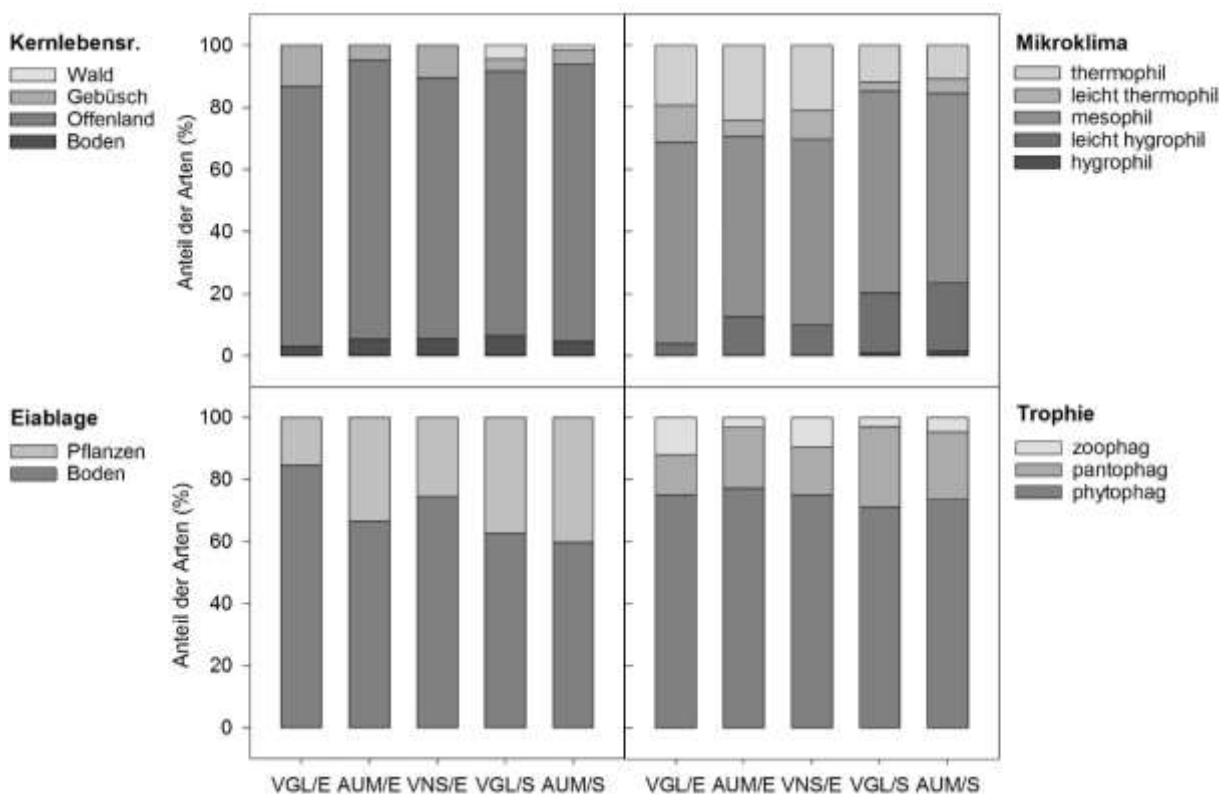
**Tabelle 7:** Ökologische Einteilungen der identifizierten Heuschreckenarten. Die Abkürzungen der Art-namen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

Art	Unter- ordnung	Kernlebens- raum	mikroklimatische Bindung	Eiablage- verhalten	trophische Stellung
<i>Ch. albomarginatus</i>	Kurzfühlers.	Offenland	thermophil	Boden	phytophag
<i>Ch. biguttulus</i>	Kurzfühlers.	Offenland	thermophil	Boden	phytophag
<i>Ch. brunneus</i>	Kurzfühlers.	Boden	mesophil	Boden	phytophag
<i>Ch. dorsatus</i>	Kurzfühlers.	Boden	mesophil	Boden	phytophag
<i>Ch. montanus</i>	Kurzfühlers.	Boden	hygrophil	Boden	phytophag
<i>Ch. parallelus</i>	Kurzfühlers.	Offenland	mesophil	Boden	phytophag
<i>Chr. dispar</i>	Kurzfühlers.	Offenland	leicht hygrophil	Pflanzen	phytophag
<i>O. viridulus</i>	Kurzfühlers.	Offenland	mesophil	Boden	phytophag
<i>St. lineatus</i>	Kurzfühlers.	Offenland	thermophil	Boden	phytophag
<i>T. subdulata</i>	Kurzfühlers.	Offenland	leicht hygrophil	Boden	phytophag
<i>T. tenuicornis</i>	Kurzfühlers.	Offenland	leicht hygrophil	Boden	phytophag
<i>T. undulata</i>	Kurzfühlers.	Boden	leicht hygrophil	Boden	phytophag
<i>L. punctatissima</i>	Langfühlers.	Gebüsch	mesophil	Pflanzen	phytophag
<i>Mec. thalassinum</i>	Langfühlers.	Wald	leicht hygrophil	Pflanzen	pantophag
<i>Met. bicolor</i>	Langfühlers.	Offenland	leicht thermophil	Pflanzen	pantophag
<i>Met. brachyptera</i>	Langfühlers.	Offenland	leicht thermophil / leicht hygrophil	Pflanzen	pantophag
<i>Met. roeselii</i>	Langfühlers.	Offenland	mesophil	Pflanzen	pantophag
<i>Ph. griseoptera</i>	Langfühlers.	Gebüsch	mesophil	Pflanzen	pantophag
<i>Tet. viridissima</i>	Langfühlers.	Gebüsch	leicht thermophil	Boden	zoophag

In beiden Landschaftsräumen war der Quotient von Lang- zu Kurzfühlerschreckenarten (E/C Index) sowohl im Hinblick auf die Arten- als auch die Individuenzahlen auf den AUM-Flächen tendenziell höher als auf den VGL-Flächen. Auf den VNS-Flächen war der E/C Index auf der Artebene am niedrigsten. Ein signifikanter Unterschied beim E/C Index wurde zwischen den VNS-Flächen und den AUM/E-Flächen festgestellt. Beim Vergleich der Individuenzahlen wurde in der Eifel ein signifikanter Unterschied zwischen den VNS- und VGL-Flächen (Abbildung 32) gefunden.



**Abbildung 32:** Quotient (E/C Index) von Lang- zu Kurzfühlerschreckenarten [A] und Individuenzahlen [B] der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsräume (E = Eifel, S = Süderbergland). Signifikante Unterschiede (Mittelwertvergleich nach t-Test) nur innerhalb des gleichen Landschaftsraumes angegeben: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

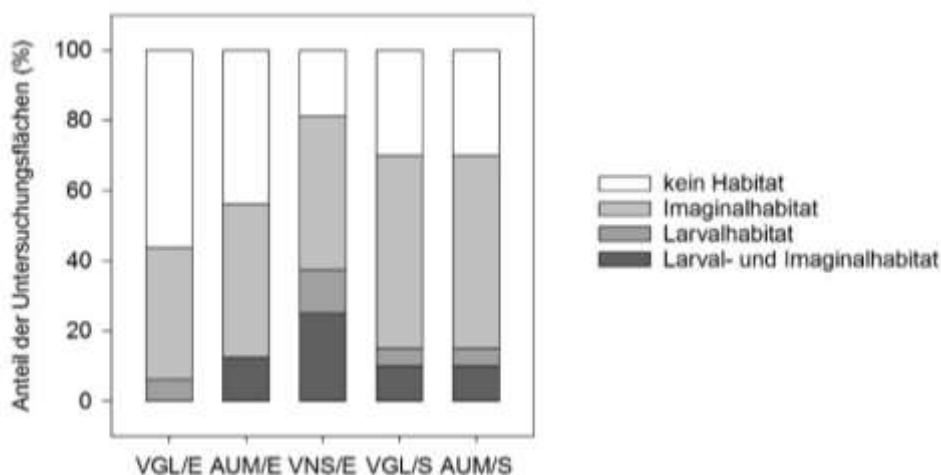


**Abbildung 33:** Verteilung der erfassten Heuschreckenarten nach kategorialen Merkmalen (%) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Oben links: Kernlebensraum, oben rechts: mikroklimatische Anpassung, unten links: Eiablageverhalten, unten rechts: Trophie.

Die Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaft nach ökologischen Klassen zeigte keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten und Landschaftsräumen. In allen Bewirtschaftungsvarianten fanden sich überwiegend typische Arten des Offenlandes (84 - 90 %). Auf allen Untersuchungsflächen war der Anteil mesophiler Arten am größten (58 - 65 %). Im Süderbergland war der Anteil wärmeliebender (thermophiler) Arten geringer und der Anteil feuchtigkeitsliebender (hygrophiler) Arten größer als in der Eifel. Zwischen 60 und 85 Prozent der erfassten Heuschreckenarten einer Bewirtschaftungsvariante nutzen den Boden als Eiablage-substrat. Der Anteil phytophager Arten lag auf den Flächen der drei Bewirtschaftungsvarianten jeweils über 70 Prozent (Abbildung 33).

### 3.1.5 Verteilung der Entwicklungsstadien

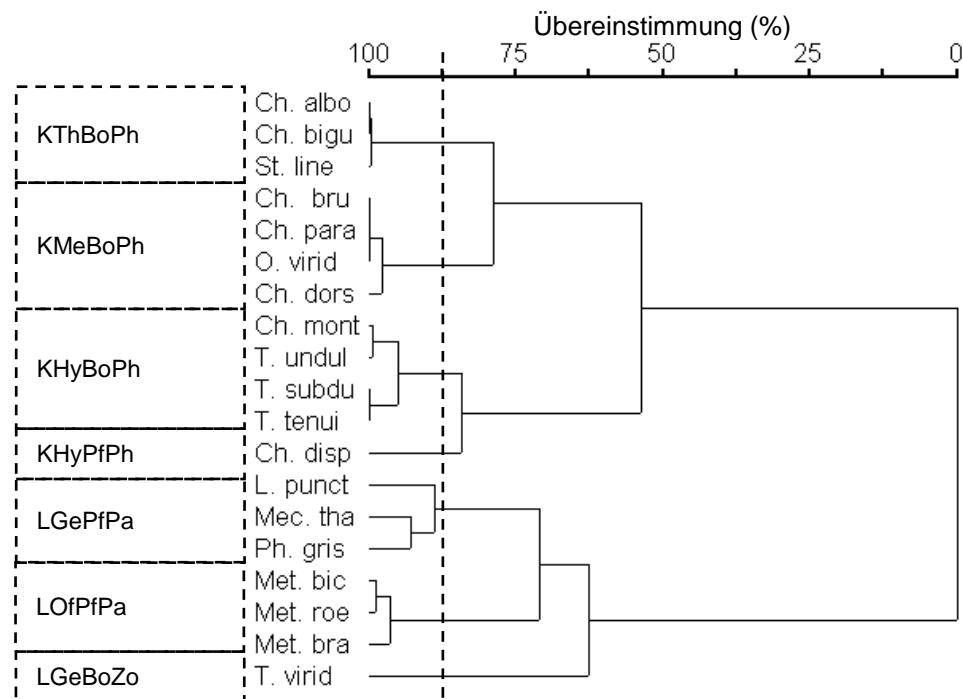
Bei den Kurzfühlerschrecken (Caelifera) wurden auf allen Untersuchungsflächen sowohl Nymphen als auch Imagines gefunden. Bei den Langfühlerschrecken (Ensifera) wurden hingegen nicht auf allen Untersuchungsflächen Imaginal- bzw. Larvalstadien gefunden. Der Anteil der Flächen, die als Habitat für Langfühlerschrecken fungierten, war in der Eifel höher, je extensiver die Bewirtschaftung erfolgte (VGL: 44 %, AUM: 56 %, VNS: 70 %). Im Süderbergland wurde kein Unterschied zwischen den Bewirtschaftungsvarianten beobachtet. Hier lag der Anteil der Flächen mit dem Vorkommen von Langfühlerschrecken mit 70 Prozent deutlich höher als auf den VGL- und AUM-Flächen der Eifel (Abbildung 34).



**Abbildung 34:** Anteil der Untersuchungsflächen nach ihrer Habitatfunktion für unterschiedliche Entwicklungsstadien von Langfühlerschrecken (kein Habitat = kein Nachweis von Langfühlerschrecken, Imaginalhabitat = Nachweis von Imagines, Larvalhabitat = Nachweis von Nymphenstadien, Larval- und Imaginalhabitat = Nachweis aller Entwicklungsstadien) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

### 3.1.6 Funktionale Diversität

Basierend auf den ökologischen Klassen der Arten (vgl. Kapitel 3.2.4) wurden mittels einer Clusteranalyse nach PLA et al. (2012) funktionale Gruppen der Heuschreckenarten ermittelt, welche eine ähnliche Rolle im Ökosystem spielen (Abbildung 35).



**Abbildung 35:** Funktionale Gruppen der Heuschrecken auf den Untersuchungsflächen. Die Clusteranalyse erfolgte unter Verwendung der Euklidischen Distanz, Gruppenbildung nach WARD sowie einer Übereinstimmung von mind. 87,5 %. Die Einteilung basiert auf den ökologischen Klassifizierungen zu Unterordnung, Kernlebensraum, mikroklimatischer Bindung, Eiablageverhalten und trophischer Stellung. Die Beschreibungen der gebildeten Gruppen (gestrichelte Kästen) sind in Tabelle 8 dargestellt. Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

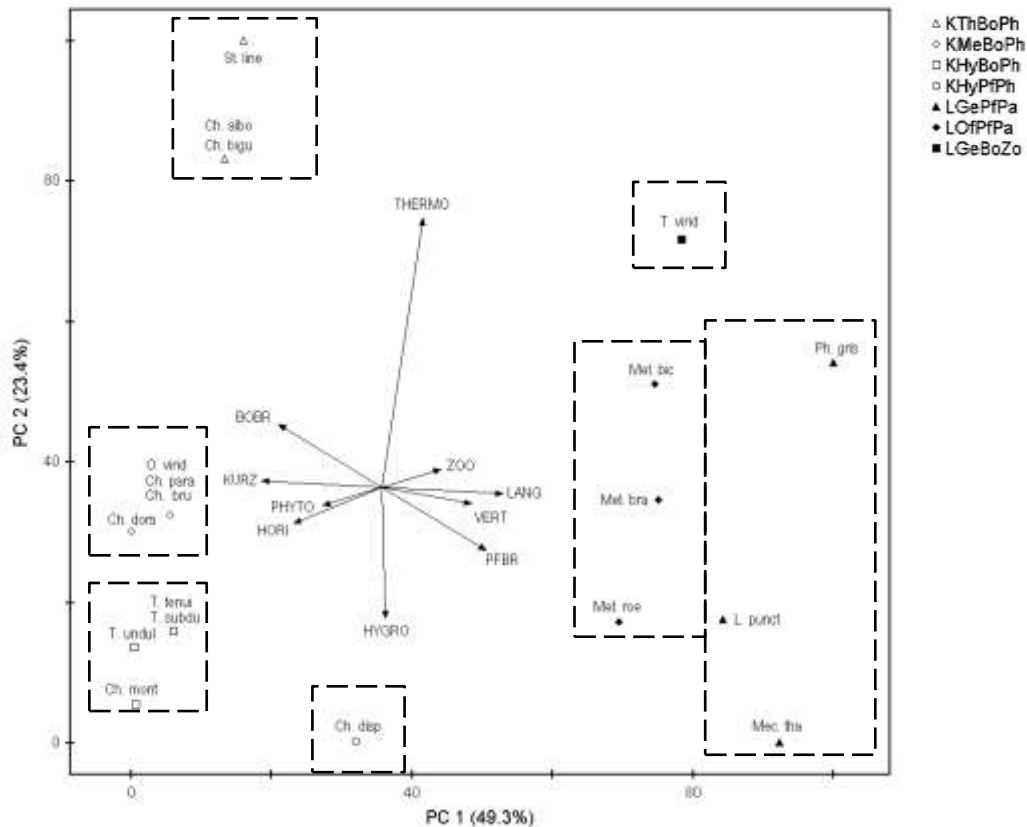
Die Clusteranalyse separierte 7 funktionale Gruppen, welche in Tabelle 8 charakterisiert sind. Eine Beschreibung der einzelnen Klassifizierungen findet sich in Kapitel 2.5.1.

**Tabelle 8:** Beschreibung der ermittelten funktionalen Gruppen der Heuschrecken anhand der ökologischen Klassifizierung zu Unterordnung, Kernlebensraum, mikroklimatischer Bindung, Eiablageverhalten und trophischer Stellung.

Funktionale Gruppe	Ökologische Klassifizierungen
KThBoPh	Kurzfühlerschr., Boden-/Offenlandbewohner, <b>thermophil</b> , <b>Bodenbrüter</b> , <b>phytophag</b>
KMeBoPh	Kurzfühlerschr., Boden-/Offenlandbewohner, <b>mesophil</b> , <b>Bodenbrüter</b> , <b>phytophag</b>
KHyBoPh	Kurzfühlerschr., Boden-/Offenlandbewohner, <b>hygrophil</b> , <b>Bodenbrüter</b> , <b>phytophag</b>
KHyPfPh	Kurzfühlerschr., Boden-/Offenlandbewohner, <b>hygrophil</b> , <b>Pflanzenbrüter</b> , <b>phytophag</b>
LGePfPa	Langfühlerschr., <b>Gebüsch-/Waldbewohner</b> , <b>Pflanzenbrüter</b> , <b>pantophag</b>
LOfPfPa	Langfühlerschr., <b>Offenlandbewohner</b> , <b>Pflanzenbrüter</b> , <b>pantophag</b>
LGeBoZo	Langfühlerschr., <b>Gebüsch-/Waldbewohner</b> , <b>Bodenbrüter</b> , <b>zoophag</b>



Die Hauptkomponentenanalyse veranschaulicht die Separation der funktionalen Gruppen anhand funktionaler Merkmale (Abbildung 36). Die Gruppierung der Kurzfühlerschrecken war stark durch die mikroklimatischen Ansprüche der Arten geprägt, die der Langfühlerschrecken primär durch den Kernlebensraum. Isoliert traten *Chrysochraon dispar* - als einzige pflanzenbrütende Kurzfühlerschrecke der Untersuchungsflächen - und *Tettigonia viridissima* - als einzige bodenbrütende Langfühlerschrecke der Untersuchungsflächen - auf.

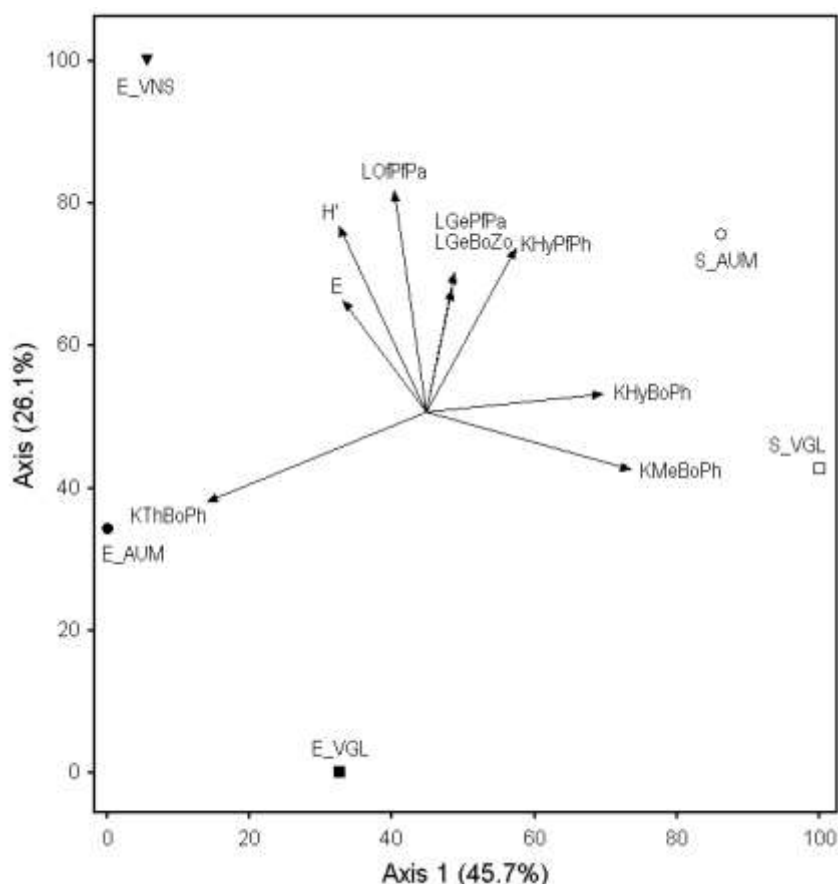


**Abbildung 36:** Ordination (PCA) der Heuschreckenarten nach ihren ökologischen Eigenschaften. (KURZ = Kurzfühlerschrecke, LANG = Langfühlerschrecke, THERMO = thermophil, HYGRO = hygrophil, HORI = horizontal orientiert [Boden-/Offenlandbewohner], VERT = vertikal orientiert [Gebüsch-/Waldbewohner], BOBR = Bodenbrüter, PFBR = Pflanzenbrüter, PHYTO = phytophag, ZOO = zoophag). Die Beschreibungen der gebildeten Gruppen (gestrichelte Kästen) sind in Tabelle 8 (S. 59) dargestellt. Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

Die Ordination der funktionalen Gruppen und Diversität der Heuschrecken veranschaulicht die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten sowie der Landschaftsräume hinsichtlich der Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften (Abbildung 37).

Die funktionale Diversität und Evenness der Heuschrecken war in beiden Landschaftsräumen auf den extensivierten Flächen (AUM, VNS) höher als auf den VGL-Flächen. Ein signifikanter Unterschied bestand zwischen den VGL- und VNS-Flächen innerhalb der Eifel. Darüber hinaus waren in beiden Landschaftsräumen Langfühlerschrecken (LOfPfPa, LGePfPa, LGeBoZo) auf den extensivierten Flächen dominanter vertreten.

Die Landschaftsräume unterschieden sich durch eine höhere Dominanz thermophiler Kurzfühlerschrecken (KThBoPh) in der Eifel (insbesondere auf den AUM-Flächen) gegenüber hylo-/mesophilen Kurzfühlerschrecken (KHyPfPh, KHyBoPf, KMeBoPh) im Süderbergland.



**Abbildung 37:** Ordination (PCA) der funktionalen Diversität ( $H'$ ), Evenness ( $E$ ) sowie funktionalen Gruppen der Heuschrecken (s. Tabelle 8, S. 59) nach Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

### 3.2 Die Hummelgemeinschaften der Untersuchungsflächen

Die erfassten Hummelarten sind in Tabelle 9 aufgeführt.

**Tabelle 9:** Gesamtartenliste der Hummeln (*Bombus*, *B.*) der Untersuchungsflächen, Gefährdungsstatus (Rote Liste NRW) nach Landschaftsräumen (E = Eifel, S = Süderbergland), Anzahl der erfassten Individuen nach Landschaftsräumen (Eifel, SÜBL = Süderbergland, Total).

Art	Name	Rote Liste		Individuen		
		Eifel	SÜBL	Eifel (n=44)	SÜBL (n=38)	Total (n=82)
<b>Soziale Arten</b>						
<i>B. hortorum</i> (L. 1761)	Gartenhummel	*	*	18	9	27
<i>B. humilis</i> (ILLINGER 1806)	Veränderliche H.	1	0	1		1
<i>B. hypnorum</i> (L. 1758)	Baumhummel	*	*	1		1
<i>B. lapidarius</i> (L. 1758)	Steinhummel	*	V	140	13	153
<i>B. lucorum</i> agg. (L. 1761)	Erdhummel	*	*	226	87	313
<i>B. pascuorum</i> (SCOP. 1763)	Ackerhummel	*	*	73	106	179
<i>B. pratorum</i> (L. 1761)	Wiesenhummel	*	*	8	6	14
<i>B. ruderarius</i> (MUEL. 1776)	Grashummel	3	1	6		6
<i>B. sylvarum</i> (L. 1761)	Waldhummel	3	1	5	1	6
<i>B. veteranus</i> (FAB. 1793)	Sandhummel	2	1	1		1
<b>Sozialparasitische Arten (Schmarotzerhummeln)</b>						
<i>B. barbutellus</i> (KIRB. 1802)	Bärtige Schm.	1	0	5	1	6
<i>B. bohemicus</i> (SEIDL 1837)	Böhmische Schm.	*	*	3		3
<i>B. campestris</i> PANZ. 1801	Feld- Schm.	3	*	2		2
<i>B. norvegicus</i> (SPARRE-SCH. 1918)	Norwegische Schm.	D	V	1		1
<i>B. rupestris</i> (FAB. 1793)	Rotschwarze Schm.	*	V	1		1
<i>B. sylvestris</i> (LEPELETIER 1832)	Wald- Schm.	*	*		1	1
<b>Artenzahl</b>				<b>15</b>	<b>8</b>	<b>16</b>
<b>Individuenzahl</b>				<b>491</b>	<b>224</b>	<b>715</b>

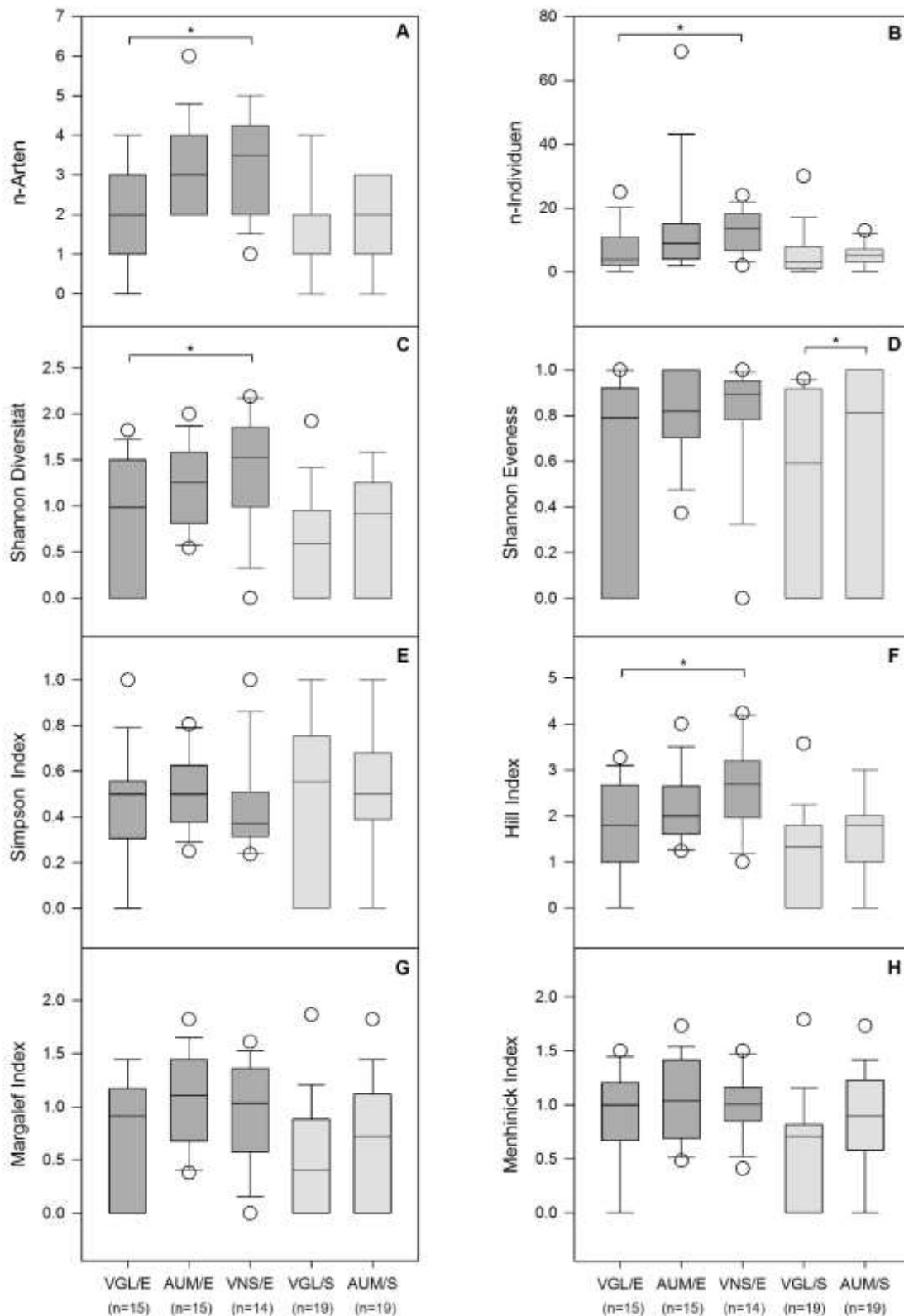
### 3.2.1 Artenspektrum und Diversität

Insgesamt wurden 16 Hummelarten (715 Individuen) erfasst, von denen 15 Arten (491 Individuen) in der Eifel und 8 Arten (224 Individuen) im Süderbergland auftraten. In der Eifel wurden 7 Arten und im Süderbergland 3 Arten nachgewiesen, die in der Roten Liste (D, V, 3, 2, 1, 0) für den jeweiligen Landschaftsraum aufgeführt sind (Tabelle 9).

Die Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften war in beiden Landschaftsräumen ähnlich, 7 Arten kamen in beiden Landschaftsräumen vor. Die Diversitätsindizes zeigten Unterschiede zwischen den Hummelgemeinschaften der drei Bewirtschaftungsvarianten (Tabelle 10, Abbildung 38). Auf den AUM-Flächen wurden für die Diversitätsmaße Artenzahl, Diversität, Evenness, Hill Index, Margalef Index und Menhinick Index in der Tendenz höhere Indizes ermittelt als auf den VGL-Flächen. In der Eifel zeigten zudem die Individuenzahl und der Simpson Index höhere Werte. Der Vergleich von VNS- und VGL-Flächen ergab signifikante Unterschiede bei der Artenzahl, Individuenzahl, Shannon Diversität und dem Hill Index (Abbildung 38).

**Tabelle 10:** Diversitätsmaße der Hummelgemeinschaften ( $\bar{x}$  = arithmetisches Mittel) und ihre Standardabweichungen ( $\sigma$ ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

Parameter	Eifel						Süderbergland			
	VGL/E		AUM/E		VNS/E		VGL/S		AUM/S	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$
Artenzahl (S)	2,2	1,3	3,1	1,1	3,5	1,3	1,7	1,3	1,9	1,0
Individuenzahl (N)	6,9	6,9	14,1	16,6	12,5	6,1	5,9	7,4	5,2	3,5
Shannon Diversität ( $H_s$ )	0,9	0,6	1,2	0,4	1,5	0,6	0,6	0,6	0,8	0,6
Shannon Evenness ( $E_s$ )	0,7	0,3	0,8	0,2	0,9	0,1	0,5	0,4	0,8	0,3
Simpson Index (D)	0,4	0,2	0,5	0,1	0,4	0,2	0,5	0,3	0,5	0,3
Hill Index ( $N_2$ )	1,7	1,0	2,2	0,6	2,6	0,9	1,2	0,9	1,7	0,8
Margalef Index ( $D_{Ma}$ )	0,7	0,5	1,0	0,4	1,0	0,5	0,4	0,5	0,7	0,6
Menhinick Index ( $D_{Me}$ )	0,8	0,4	1,0	0,4	1,0	0,3	0,7	0,5	0,9	0,5



**Abbildung 38:** Diversitätsmaße der Hummelgemeinschaften (A: Artenzahl, B: Individuenzahl, C: Shannon Diversität, D: Shannon Evenness, E: Simpson Index, F: Hill Index, G: Margalef Index, H: Menhinick Index) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Signifikante Unterschiede (t-Test) innerhalb des gleichen Landschaftsraumes: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

### 3.2.2 Dominanzstruktur

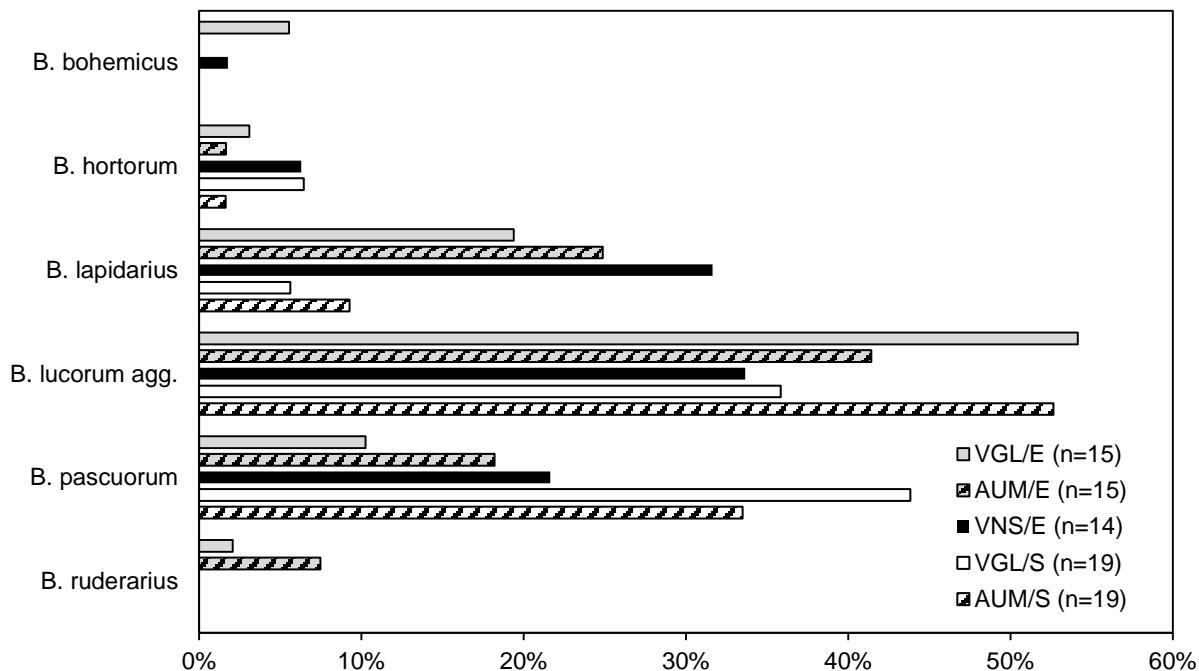
Mit *B. lucorum*, *B. pascuorum* und *B. lapidarius* traten drei Hummelarten auf den Untersuchungsflächen der Bewirtschaftungsvarianten in beiden Naturräumen als Hauptarten auf (Tabelle 11).

Außerdem wurden *B. bohemicus* auf den VGL-Flächen der Eifel sowie *B. hortorum* und *B. pratorum* auf den VGL-Flächen des Süderberglandes als Hauptarten ermittelt. Der Vergleich der Landschaftsräume zeigt, dass im Süderbergland *B. pascuorum* deutlich stärker und *B. lapidarius* weniger stark vertreten war als in der Eifel.

Die hohen Standardabweichungen bei der Aktivitätsdominanz vieler Arten belegen die teilweise großen Unterschiede zwischen einzelnen Flächen innerhalb der Bewirtschaftungsvarianten (Tabelle 11).

**Tabelle 11:** Aktivitätsdominanz (%;  $\bar{x}$  = arithmetisches Mittel) der Hummelarten (*B.* = *Bombus*) und Standardabweichungen ( $\sigma$ ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Die Werte der Hauptarten nach ENGELMANN (> 3,2 %; subdominant, dominant, eudominant) sind fettgedruckt.

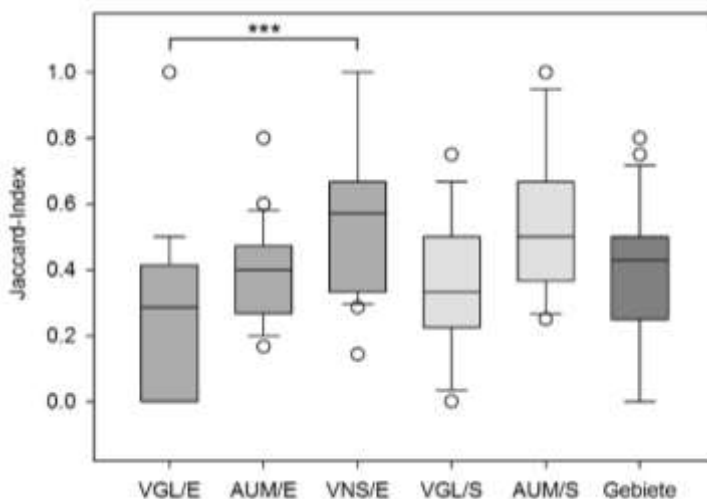
Art	Eifel						Süderbergland			
	VGL/E (n=15)		AUM/E (n=15)		VNS/E (n=14)		VGL/S (n=19)		AUM/S (n=19)	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$
<i>B. barbutellus</i>	0,8	2,5	0,9	2,0	0,4	1,4	0,5	2,0		
<i>B. bohemicus</i>	<b>5,6</b>	18,4			1,8	6,4				
<i>B. campestris</i>					0,8	2,9				
<i>B. hortorum</i>	3,1	9,2	1,7	6,2	<b>6,3</b>	8,8	<b>6,5</b>	17,5	1,6	4,6
<i>B. humilis</i>			0,3	1,0						
<i>B. hypnorum</i>			0,8	3,1						
<i>B. lapidarius</i>	<b>19,4</b>	16,8	<b>24,9</b>	19,4	<b>31,6</b>	22,1	<b>5,6</b>	9,6	<b>9,3</b>	16,1
<i>B. lucorum</i> agg.	<b>54,1</b>	27,0	<b>41,4</b>	33,0	<b>33,7</b>	28,1	<b>35,8</b>	40,2	<b>52,6</b>	29,3
<i>B. norvegicus</i>	2,8	9,2								
<i>B. pascuorum</i>	<b>10,3</b>	13,0	<b>18,2</b>	21,4	<b>21,6</b>	18,0	<b>43,8</b>	35,1	<b>33,5</b>	27,8
<i>B. pratorum</i>	0,6	2,1	1,6	4,2	1,8	3,4	<b>7,7</b>	24,3	2,9	8,5
<i>B. ruderarius</i>	2,1	6,9	<b>7,5</b>	15,1						
<i>B. rupestris</i>			0,3	1,0						
<i>B. sylvarum</i>	1,3	4,3	2,2	8,3	2,0	7,4				
<i>B. veteranus</i>			0,3	1,0						
<b>Summe</b>	100	109	100	116	100	99	100	129	100	86



**Abbildung 39:** Dominanzstruktur der Hauptarten (nach ENGELMANN: > 3,2 %; subdominant, dominant, eudominant) der Hummelgemeinschaften im arithmetischen Mittel je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

### 3.2.3 Artenidentität nach JACCARD

Zwischen den VNS-Flächen in der Eifel wurde die höchste Artenidentität festgestellt. Die VGL-Flächen in der Eifel und im Süderbergland wiesen im Mittel die geringste Übereinstimmung in der Artenzusammensetzung auf (Abbildung 40).



**Abbildung 40:** Artenidentität der Hummelgemeinschaften nach JACCARD innerhalb der Bewirtschaftungsvarianten (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsräume (E = Eifel, S = Süderbergland) sowie der Untersuchungsflächen innerhalb des gleichen Untersuchungsgebiets (Gebiete). Signifikante Unterschiede (Mittelwertvergleich nach t-Test) nur innerhalb des gleichen Landschaftsraumes angegeben: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .



### 3.2.4 Verteilung der Hummeln nach ökologischen Gruppen

Die Zuordnung der erfassten Hummelarten zu ökologischen Gruppen (vgl. Kapitel 2.5.2) ist in Tabelle 12 dargestellt.

**Tabelle 12:** Ökologische Einteilungen der identifizierten Hummelarten (e. = euryök, h. = hyper-euryök, s. = stenök; endog. = endogäisch, hyperg. = hypergäisch; Maker = Pocketmaker, Storer = Pollenstorer; m.-lang = mittellang, s.-kurz = sehr kurz; Nahber. = Nahbereichssammler, Distanz = Distanzsammler). Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

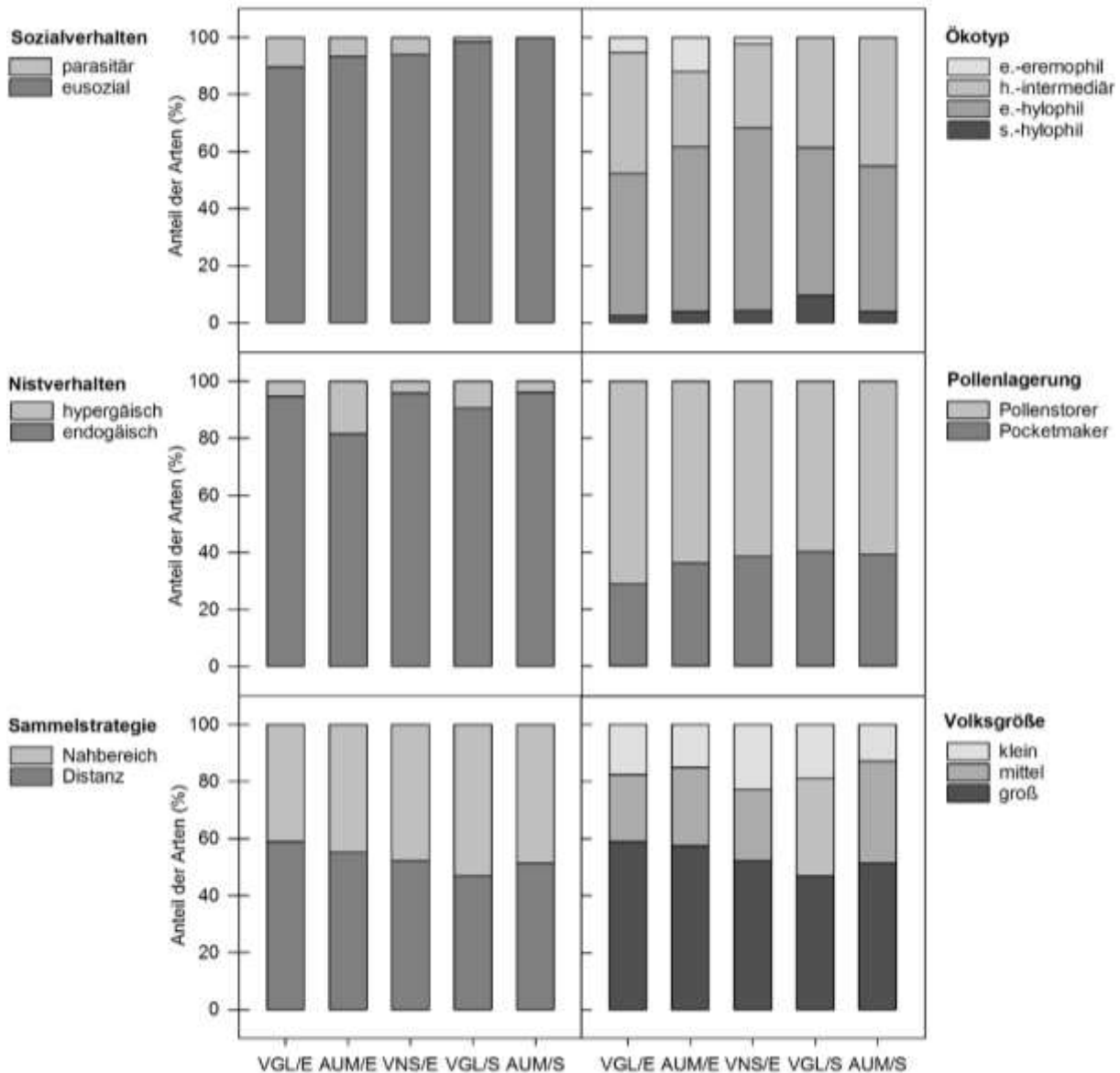
Art	Sozialverhalten	Ökotyp	Nistverhalten	Pollenlagerung	Rüssellänge	Sammelverhalten	Volksgröße
<i>B. hortorum</i>	eusozial	e.-hylophil	endog.	Maker	lang	Nahber.	klein
<i>B. humilis</i>	eusozial	e.-eremophil	hyperg.	Maker	lang	Nahber.	klein
<i>B. hypnorum</i>	eusozial	e.-hylophil	hyperg.	Storer	kurz	Nahber.	groß
<i>B. lapidarius</i>	eusozial	e.-hylophil	endog.	Storer	m.-lang	Distanz	groß
<i>B. lucorum</i>	eusozial	h.-intermediär	endog.	Storer	s.-kurz	Distanz	groß
<i>B. pascuorum</i>	eusozial	e.-hylophil	endog.	Maker	lang	Nahber.	mittel
<i>B. pratorum</i>	eusozial	s.-hylophil	hyperg.	Storer	s.-kurz	Nahber.	klein
<i>B. ruderarius</i>	eusozial	e.-eremophil	hyperg.	Maker	lang	Nahber.	klein
<i>B. sylvarum</i>	eusozial	e.-eremophil	hyperg.	Maker	lang	Nahber.	mittel
<i>B. veteranus</i>	eusozial	e.-hylophil	hyperg.	Maker	lang	Nahber.	mittel
<i>B. barbutellus</i>	parasitär	Kuckuckshummel von <i>B. hortorum</i>					
<i>B. bohemicus</i>	parasitär	Kuckuckshummel von <i>B. lucorum</i>					
<i>B. campestris</i>	parasitär	Kuckucksh. von <i>B. pascuorum</i> , <i>B. humilis</i> , <i>B. pratorum</i> , <i>B. ruderarius</i>					
<i>B. norvegicus</i>	parasitär	Kuckuckshummel von <i>B. hypnorum</i>					
<i>B. rupestris</i>	parasitär	Kuckuckshummel von <i>B. lapidarius</i>					
<i>B. sylvestris</i>	parasitär	Kuckuckshummel von <i>B. pratorum</i>					

Der Vergleich der Hummelgemeinschaften der drei Bewirtschaftungsvarianten anhand des Vorkommens unterschiedlicher ökologischer Typen zeigte keine wesentlichen Unterschiede (Abbildung 41). Hinsichtlich ihres mikroklimatischen Anspruchs (Ökotyp) waren bei allen Bewirtschaftungsvarianten die meisten Arten als euryök-hylophil (50 - 64 %) und hypereuryök-intermediär (26 - 45 %) zu klassifizieren. Der überwiegende Anteil der erfassten Arten nistete in unterirdischen Hohlräumen (> 80 %).

In ihrem Pollensammelverhalten sind alle sozialen Hummelarten polylektisch. Es finden sich jedoch Unterschiede in der Art der Pollenlagerung, der Rüssellänge und der Strategie der Sammelflüge. Der Anteil der Pollenstorer betrug 60 bis 71 Prozent der Arten. Dies deckte sich mit der Verteilung von langrüsseligen Arten zu denen mit kürzerem Saugrüssel (mittellang bis sehr kurz). Der Anteil der Distanzsammler war in der Eifel auf den VGL-Flächen (59 %) höher als auf den AUM- (55 %) und VNS-Flächen (52 %). Im Süderbergland war ihr Anteil insgesamt geringer (VGL: 47 %, AUM: 51 %).

Auffallend ist, dass im Süderbergland wärmeliebende (eremophile) Arten völlig fehlten und der Anteil sozialparasitischer Arten verschwindend gering war.

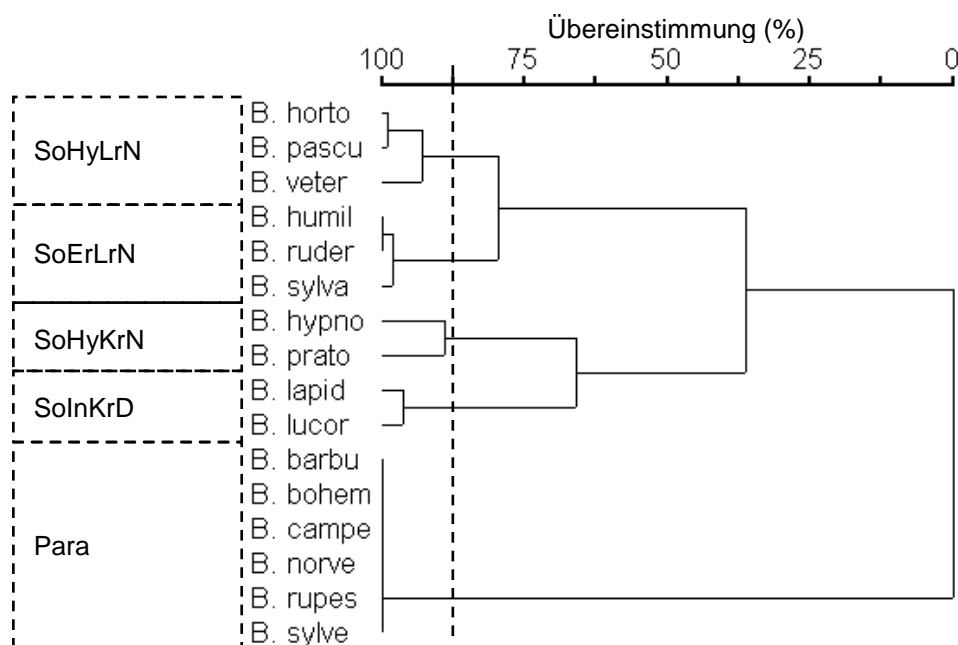
Darüber hinaus war auf den VNS-Flächen der Eifel der Anteil an Arten, die kleine Volksgößen bilden (23 %), über alle Bewirtschaftungsvarianten und Landschaftsräume der höchste.



**Abbildung 41:** Verteilung der erfassten Hummelarten/-individuen nach kategorialen Merkmalen (%) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Oben links: Sozialverhalten, oben rechts: ökologischer Anspruchstyp, Mitte links: Nistverhalten, Mitte rechts: Strategie der Pollenlagerung, unten links: Sammelstrategie, unten rechts: Volksgröße. Schmarotzerhummeln fanden nur in der Kategorie „Sozialverhalten“ Berücksichtigung.

### 3.2.5 Funktionale Diversität

Basierend auf den ökologischen Klassen der Arten (vgl. Kapitel 3.2.4) wurden mittels einer Clusteranalyse nach PLA et al. (2012) funktionale Gruppen der Hummelarten ermittelt, welche eine ähnliche Rolle im Ökosystem spielen (Abbildung 42).



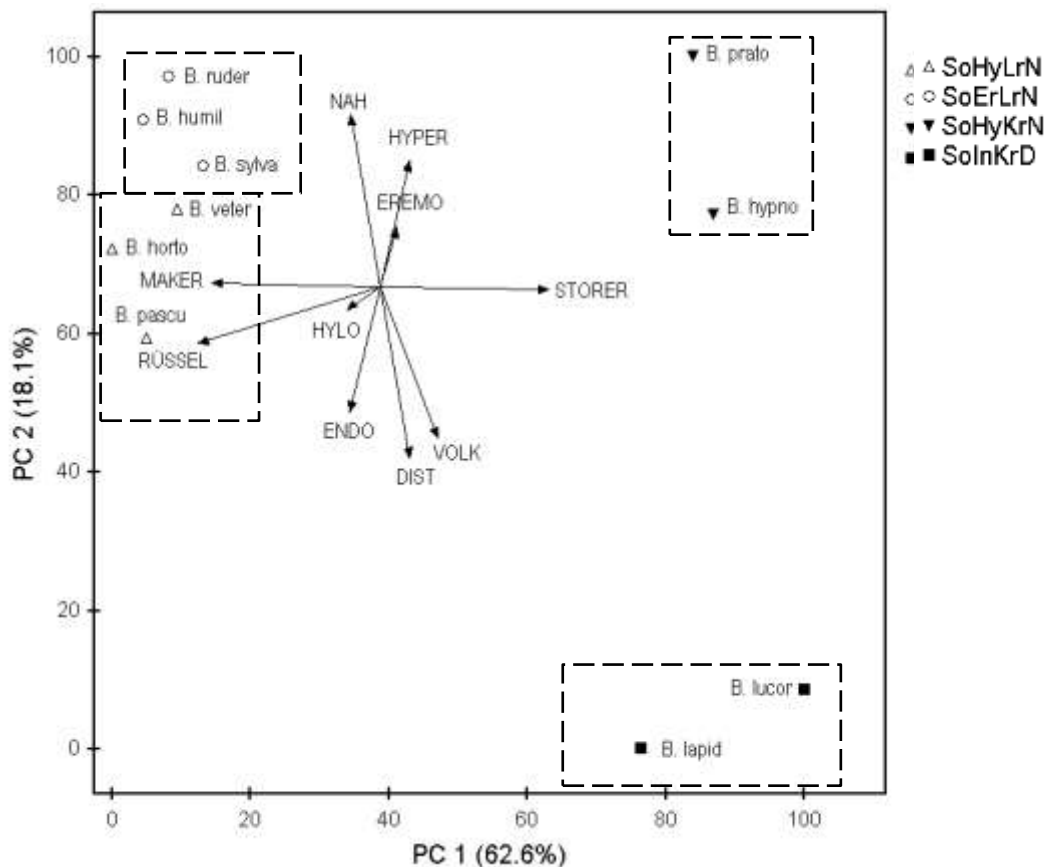
**Abbildung 42:** Funktionale Gruppen der Hummeln auf den Untersuchungsflächen. Die Clusteranalyse erfolgte unter Verwendung der Euklidischen Distanz, Gruppenbildung nach WARD sowie einer Übereinstimmung von mind. 87,5 %. Die Einteilung basiert auf der ökologischen Klassifizierung zu Sozialverhalten, Ökotyp, Nistverhalten, Rüssellänge, Sammelstrategie und Volksgröße. Die Beschreibungen der gebildeten Gruppen (gestrichelte Kästen) sind in Tabelle 13 dargestellt. Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

Die Clusteranalyse separierte 5 Gruppen, welche in Tabelle 13 charakterisiert sind. Eine Beschreibung der einzelnen Klassifizierungen findet sich in Kapitel 2.5.2.

**Tabelle 13:** Beschreibung der ermittelten funktionellen Gruppen der Hummeln anhand der ökologischen Klassifizierung zu Sozialverhalten, Ökotyp, Nistverhalten, Rüssellänge und Sammelstrategie.

Funktionale Gruppe	Ökologische Klassifizierungen
<b>SoHyLrN</b>	Eusozial, <b>hylophil</b> , endogäisch nistend, Pocketmaker, <b>langrüsselig</b> , <b>Nahbereichss.</b>
<b>SoErLrN</b>	Eusozial, <b>eremophil</b> , hypergäisch nistend, Pocketmaker, <b>langrüsselig</b> , <b>Nahbereichss.</b>
<b>SoHyKrN</b>	Eusozial, <b>hylophil</b> , hypergäisch nistend, Pollenstorer, <b>kurzrüsselig</b> , <b>Nahbereichss.</b>
<b>SoInKrD</b>	Eusozial, <b>~intermediär</b> , endogäisch nistend, Pollenstorer, <b>kurzrüsselig</b> , <b>Distanzs.</b>
<b>Para</b>	<b>Parasitär</b>

Die Separation der funktionalen Gruppen durch ihre funktionalen Merkmale veranschaulicht die Hauptkomponentenanalyse (Abbildung 43). Wie in der Clusteranalyse wurde auch hier die Ähnlichkeit der funktionalen Gruppen 1 (SoHyLrN) und 2 (SoErLrN) deutlich. Entscheidender Unterschied war das Wärmebedürfnis der Arten innerhalb der beiden Gruppen.

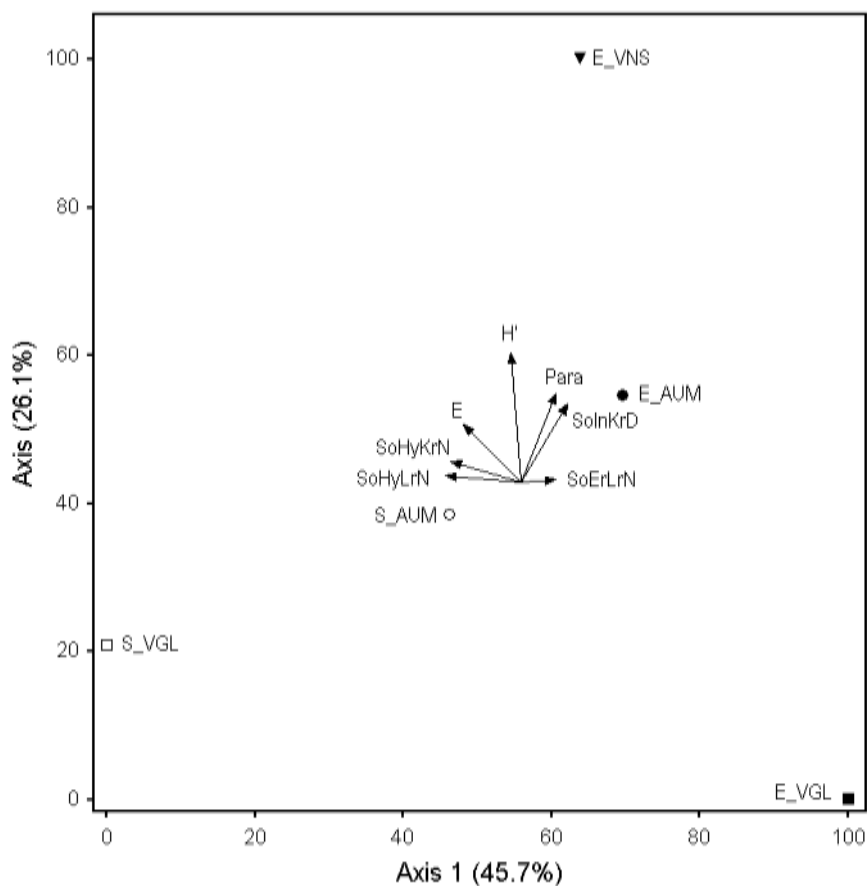


**Abbildung 43:** Ordination (PCA) der sozialen Hummelarten nach ihren ökologischen Eigenschaften (HYLO = hylophil, EREMO = eremophil; RÜSSEL = Rüssellänge; NAH = Nahbereichssammler, DIST = Distanzsammler; VOLK = Volksgröße; HYPER = hypergäisch nistend, ENDO = endogäisch nistend; MAKER = Pocketmaker, STORER = Pollenstorer). Die Beschreibung der gebildeten Gruppen (gestrichelte Kästen) ist in Tabelle 13 (S. 69) dargestellt. Die Abkürzungen der Artnamen folgen dem Artnamenverzeichnis (S. X).

Die Ordination der funktionalen Gruppen und Diversität der Hummeln veranschaulicht die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten sowie der Landschaftsräume hinsichtlich der Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft (Abbildung 44).

Die funktionale Diversität und Evenness der Hummeln war in beiden Landschaftsräumen auf den extensivierten Flächen (AUM, VNS) höher als auf den VGL-Flächen. Ein signifikanter Unterschied bestand zwischen den VGL- und VNS-Flächen innerhalb der Eifel.

Die Landschaftsräume unterschieden sich durch eine höhere Dominanz hylophiler Hummeln (SoHyKrN, SoHyLrN) im Süderbergland (insbesondere auf den AUM-Flächen) gegenüber intermediären / eremophilen Hummeln (SolnKrD, SoErLrN) in der Eifel. Diese Dominanzverhältnisse waren auf den AUM-Flächen ausgeglichener als auf den VGL-Flächen.



**Abbildung 44:** Ordination (PCA) der funktionalen Diversität ( $H'$ ), Evenness (E) sowie funktionalen Gruppen der Hummeln (s. Tabelle 13, S. 69) nach Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland).

### 3.3 Die Landschaftsausstattung der Untersuchungsflächen / -gebiete

#### 3.3.1 Die Landschaftsausstattung auf der Feldskala

Bei den Untersuchungsflächen handelte es sich um Dauergrünland frischer bis mäßig trockener Standorte. Pflanzensoziologisch ließen sie sich dem Verband der Glatthaferwiesen (Arrhenatherion) zuordnen. Im Mittel setzten sie sich aus über 30 Pflanzenarten zusammen. Hemikryptophyten waren dabei die vorherrschende Lebensform (vgl. Anhang Tabelle I).

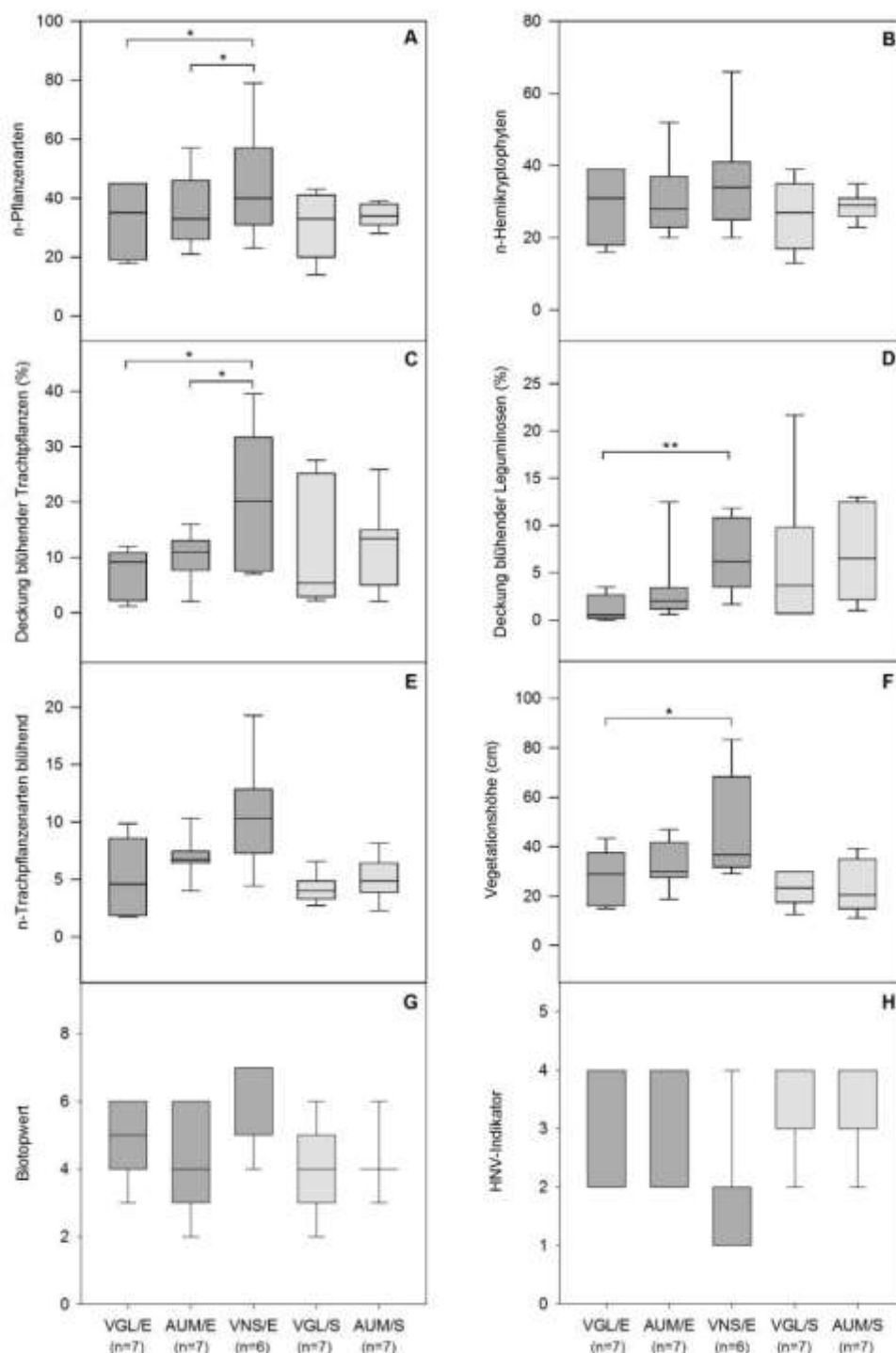
Die Zusammensetzung der Pflanzenbestände der untersuchten AUM-Flächen unterschied sich nur geringfügig von jener der VGL-Flächen. Die Zahl der erfassten Pflanzen- und Kräuterarten (Hemikryptophyten) war im Mittel ähnlich. Der Deckungsgrad blühender Trachtpflanzen und Leguminosen sowie die Artenzahl blühender Pflanzenarten an den jeweiligen Erfassungsterminen waren auf den AUM-Flächen tendenziell höher, jedoch nicht signifikant (Abbildung 45 A-E).

Deutlich höhere Pflanzenartenzahlen und mittlere Blütendichten fanden sich hingegen auf den VNS-Flächen. Die Unterschiede in der Pflanzenartenanzahl und der Deckung blühender Trachtpflanzen waren zwischen VGL- und AUM-Flächen zu den VNS-Flächen signifikant. Darüber hinaus war auf den VNS-Flächen der Deckungsgrad an Leguminosen signifikant höher als auf den VGL-Flächen. Auf den AUM-Flächen war die Schwankungsbreite bei diesem Wert groß. Zum Zeitpunkt der Kleeblüte (Juni/Juli) nahm die Deckung an Leguminosen oftmals sehr hohe Werte an (Abbildung 45 A-E).

Die Vegetationshöhe der Pflanzenbestände wies auf den VGL- und AUM-Flächen nur geringe Unterschiede auf. Auf den VNS-Flächen wurden gegenüber den VGL-Flächen signifikant höhere Werte gemessen (Abbildung 45 F).

Die Biotopwerte und HNV-Werte (LANUV-Kartierung) der VGL- und AUM-Flächen wiesen nur geringe Unterschiede auf. Dagegen wurden bei den VNS-Flächen gegenüber VGL- und AUM-Flächen deutlich höhere Indizes ermittelt (Abbildung 45 G-H).

Eine Übersicht aller auf der Feldskala erhobenen Parameter bietet Tabelle 14 (S. 74).

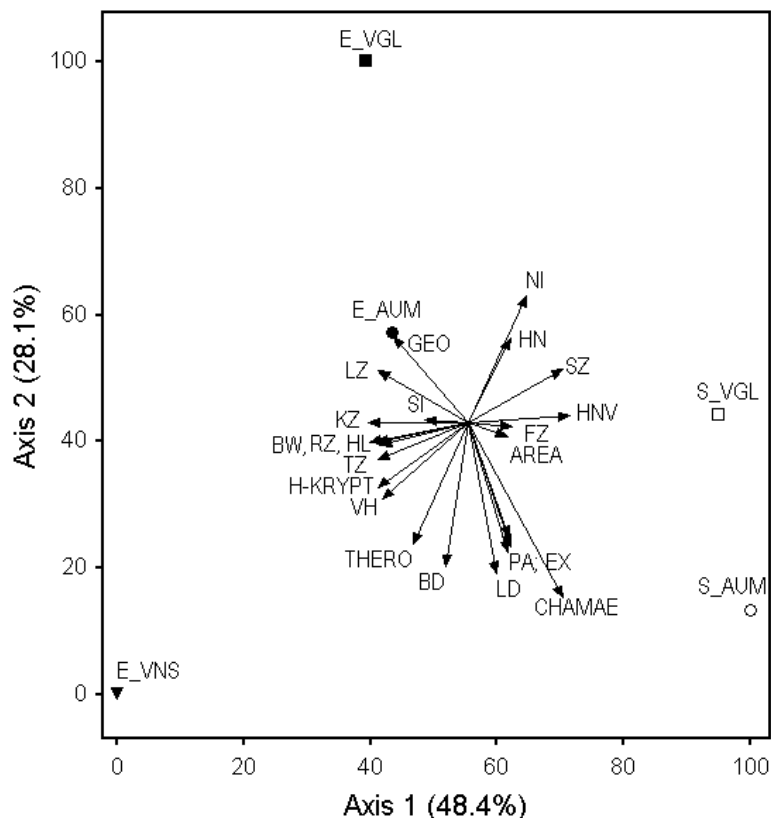


**Abbildung 45:** Verteilung verschiedener Parameter zur Charakterisierung der Pflanzenbestände der Untersuchungsflächen je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Pflanzenartenzahl (A) und Artenzahl der Hemikryptophyten (B) sowie Deckungsgrad blühender Trachtpflanzenarten (C: Blütendichte) und von Leguminosen (D: Leguminosendichte) in Prozent der Vegetationsdecke, Anzahl blühender Trachtpflanzenarten (E) und Vegetationshöhe in Zentimetern (F) jeweils zum Zeitpunkt der Erfassungen gemittelt über alle Termine. Biotopwert (G) und HNV-Wert (H) der Flächen nach LANUV (HNV 1 = äußerst hoher Naturwert, 2 = sehr hoher Naturwert, 3 = mäßig hoher Naturwert, 4 = geringer oder sehr geringer Naturwert). Signifikante Unterschiede nur innerhalb des gleichen Landschaftsraumes angeben: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

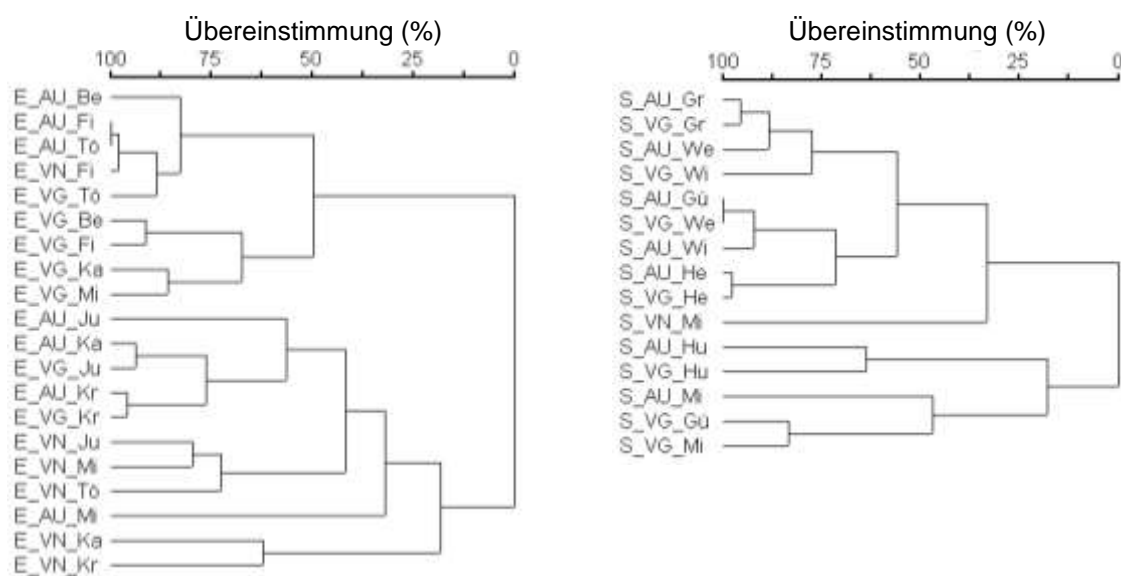


**Tabelle 14:** Landschaftsparameter auf der Feldskala ( $\bar{x}$  = arithmetisches Mittel) und ihre Standardabweichungen ( $\sigma$ ) je Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum. PA = Pflanzenartenzahl, Chamae = Artenzahl der Chamaephyten, Hemikrypto = Artenzahl der Hemikryptophyten, Geo = Artenzahl der Geophyten, Thero = Artenzahl der Therophyten, PA\_B = Anzahl der zum Erfassungszeitpunkt blühenden Trachtpflanzenarten, BD = Blütendichte (Deckungsgrad blühender Trachtpflanzenarten in Prozent der Vegetationsdecke), LD = Leguminosendichte, mittlere Zeigerwerte des Bestandes nach ELLENBERG (LZ = Lichtzahl, TZ = Temperaturzahl, KZ = Kontinentalitätszahl, FZ = Feuchtigkeitszahl, RZ = Reaktionszahl, NZ = Stickstoffzahl), VH = Vegetationshöhe in Zentimetern, VH\_STD = Standardabweichung der Vegetationshöhe (Strukturmaß) jeweils zum Zeitpunkt der Erfassungen gemittelt über alle Termine, HL = Höhenlage in m ü.NN, EX = Exposition, HN = Hangneigung in Grad, AREA = Flächengröße, SI = Shape Index, BW = Biotopwert, HNV = High Nature Value.

Parameter	Eifel						Süderbergland			
	VGL/E		AUM/E		VNS/E		VGL/S		AUM/S	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$
PA	33,57	8,75	35,71	11,34	44,67	18,50	30,29	9,85	33,86	3,76
Chamae	2,29	0,49	2,86	1,25	3,00	1,53	2,71	1,28	3,71	0,88
Hemikrypto	29,57	7,10	30,86	9,93	37,00	14,72	25,43	8,75	28,71	3,57
Geo	2,14	1,55	1,43	0,73	1,50	1,26	0,29	0,45	0,86	1,12
Thero	4,57	2,25	6,57	2,61	8,00	3,21	5,29	2,37	5,57	0,73
PA_B	3,83	2,01	4,86	1,45	7,78	3,43	3,62	2,17	3,52	1,06
BD	17,45	12,00	14,42	7,97	25,90	10,13	23,89	13,19	30,51	11,44
LD	1,19	1,38	3,40	3,80	6,67	3,65	6,59	6,97	6,76	4,36
LZ	6,60	0,17	6,72	0,25	6,64	0,20	6,23	0,29	6,18	0,22
TZ	1,78	0,47	2,13	0,35	2,25	0,44	1,53	0,38	1,63	0,30
KZ	2,56	0,18	2,63	0,27	2,77	0,20	2,38	0,29	2,29	0,12
FZ	3,72	0,20	3,72	0,19	3,58	0,30	3,65	0,43	3,94	0,32
RZ	2,06	0,59	2,42	0,42	2,91	0,38	1,38	0,36	1,39	0,23
NZ	3,71	0,21	3,65	0,21	3,36	0,31	3,93	0,49	3,81	0,29
VH	28,33	11,04	32,69	8,74	42,50	18,70	22,74	5,94	24,06	9,96
VH_STD	19,29	13,56	18,65	4,87	23,62	3,95	11,16	5,54	15,02	11,09
HL	382,8	116,4	378,1	109,3	392,5	123,1	381,4	60,8	373,5	55,7
EX	1,43	1,36	2,71	1,67	2,33	1,49	2,71	1,16	2,86	1,36
HN	10,19	6,66	14,56	10,00	6,06	3,95	12,07	6,55	8,18	6,34
AREA	1,01	0,69	3,16	2,63	0,86	0,66	1,05	0,64	2,75	2,22
SI	1,36	0,15	1,20	0,13	1,42	0,10	1,33	0,15	1,18	0,50
BW	5,00	0,99	4,14	1,46	5,67	1,11	3,86	1,25	4,14	0,83
HNV	2,71	0,73	2,57	0,90	2,00	1,00	3,57	0,73	3,57	0,73



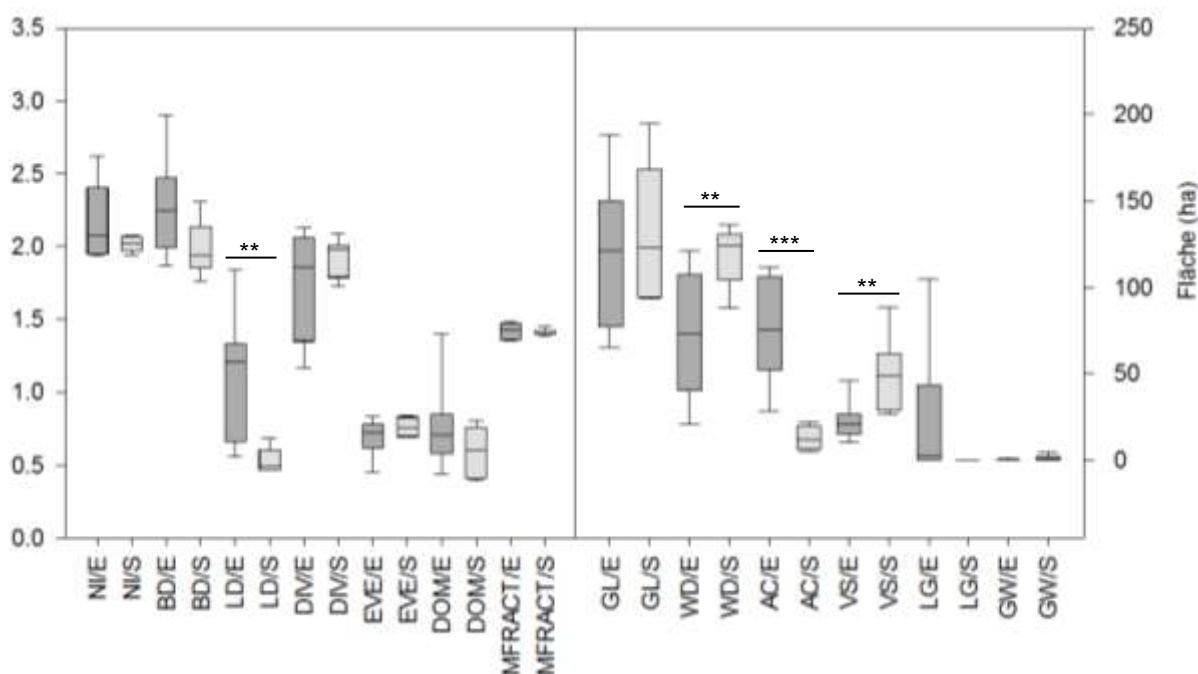
**Abbildung 46:** Ordination (PCA) der Landschaftsparameter auf der Feldskala (Vektoren) nach Bewirtschaftungsvariante (VGL = Vergleich, AUM = Agrarumweltmaßnahme, VNS = Vertragsnaturschutz) und Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). Die Legende der Abkürzungen findet sich in Tabelle 14, S. 74.



**Abbildung 47:** Clusteranalyse (SÖRENSEN, Nearest Neighbour) der Untersuchungsgebiete auf der Feldskala berechnet anhand der in Tabelle 14 aufgeführten Parameter in der Eifel (links) und dem Süderbergland (rechts). Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland), Bewirtschaftungsvariante (VG = Vergleich, AU = Agrarumweltmaßnahme, VN = Vertragsnaturschutz), Gebietsbezeichnung (die ersten beiden Buchstaben des Gebietsnamens entsprechend Tabelle 2, S. 19).

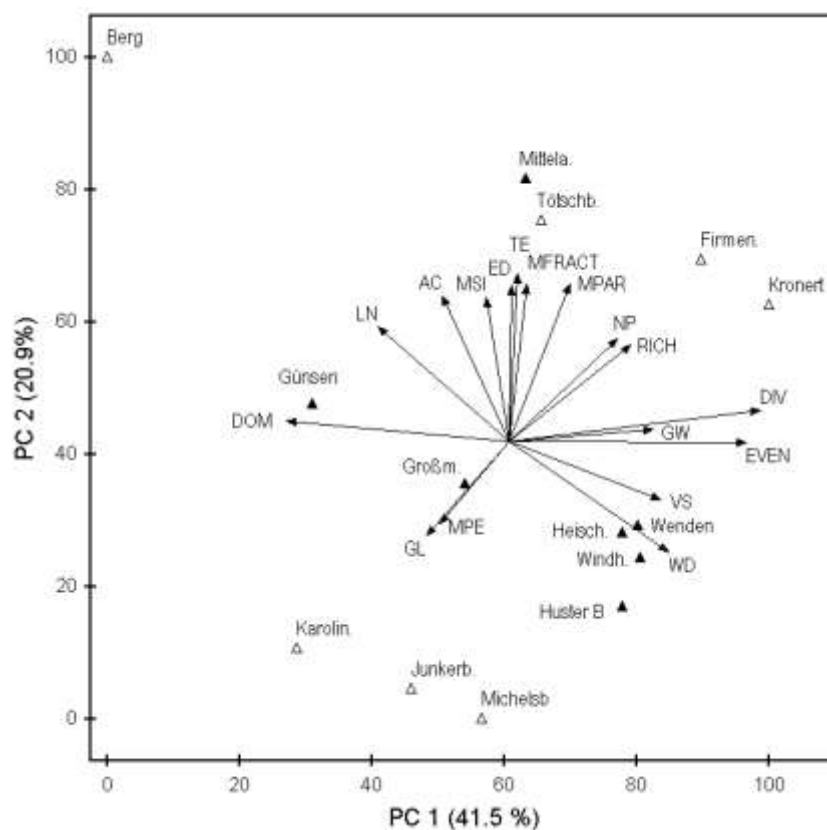
### 3.3.2 Die Landschaftsausstattung auf der Habitatskala

Auf der Habitatskala, d.h. in einem Umkreis von 1 km um die Untersuchungsgebiete, wurden die in Tabelle 15 (S. 78) aufgeführten Landschaftsparameter erhoben. Die Werte je Parameter und Untersuchungsgebiet sind in Tabelle II im Anhang abgebildet. Die vorherrschende Landnutzung war in beiden Landschaftsräumen Grünland. Im Süderbergland war der Flächenanteil von Wald und versiegelten Flächen signifikant höher als in der Eifel, welche stärker durch Ackerbau geprägt war. Signifikant höher war auch die Leguminosendichte in der Eifel, was durch den hohen Flächenanteil der Feldleguminosen (LG) bedingt war. Insbesondere die nördlichen Untersuchungsgebiete (Berg, Tötschberg, Firmenich) waren durch einen sehr hohen Anteil an Rapsanbauflächen geprägt (Abbildung 48).

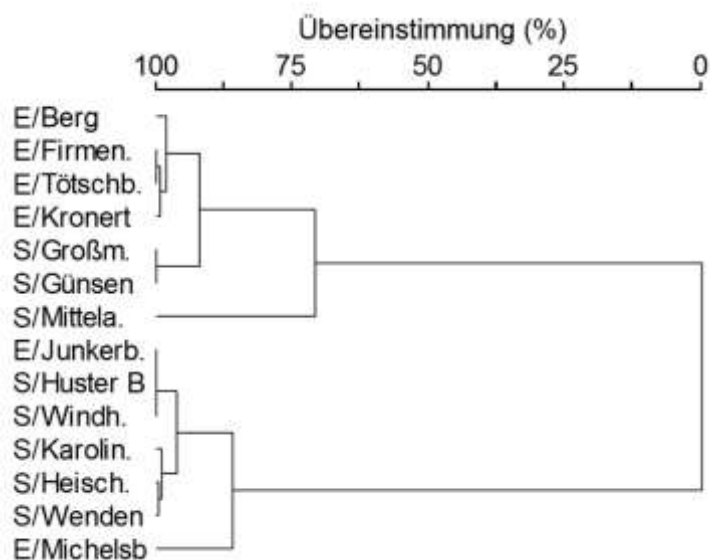


**Abbildung 48:** Verteilung ausgewählter Landschaftsparameter auf der Habitatskala je Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). NI = Nutzungsintensität, BD = Blütendichte, LD = Leguminosendichte, DIV = Diversität, EVE = Evenness, DOM = Dominance, MFRACT = fraktale Dimension, GL = Grünlandfläche, WD = Waldfläche, AC = Ackerfläche, VS = versiegelte Fläche, LG = Leguminosenfläche, GW = Gewässerfläche. Signifikanzen nach t-Test: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

Im Gegensatz zu den Unterschieden bei der Landschaftskomposition zeigten sich beim Vergleich der Landschaftsräume keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Landnutzungsintensität, der Diversitäts- und der Strukturparameter der Landschaften. Die Ordination (PCA) zeigt die Verteilung der Untersuchungsgebiete hinsichtlich der Landschaftsparameter auf der Habitatskala (Abbildung 49). Die Clusteranalyse verdeutlicht, dass die Ähnlichkeiten hinsichtlich der Landschaftsausstattung auf dieser Skalenebene größtenteils nicht der geographischen Distanz der Gebiete entsprachen (Abbildung 50).



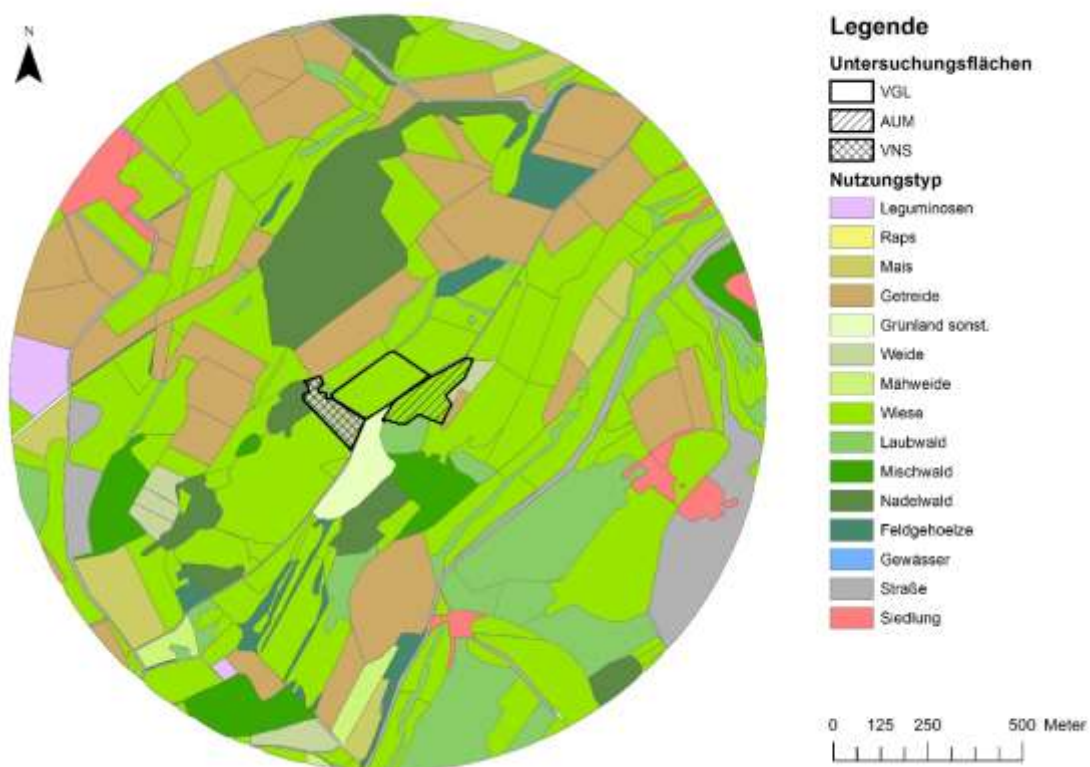
**Abbildung 49:** Ordination (PCA) der Untersuchungsgebiete der Eifel (weiße Dreiecke) und des Süderberglandes (schwarze Dreiecke) hinsichtlich ihrer Landschaftsparameter (Vektoren) auf der Habitatskala (s. Tabelle 15, S. 78). AC = Ackerfläche, GL = Grünlandfläche, WD = Waldfläche, LN = Leguminosenfläche.



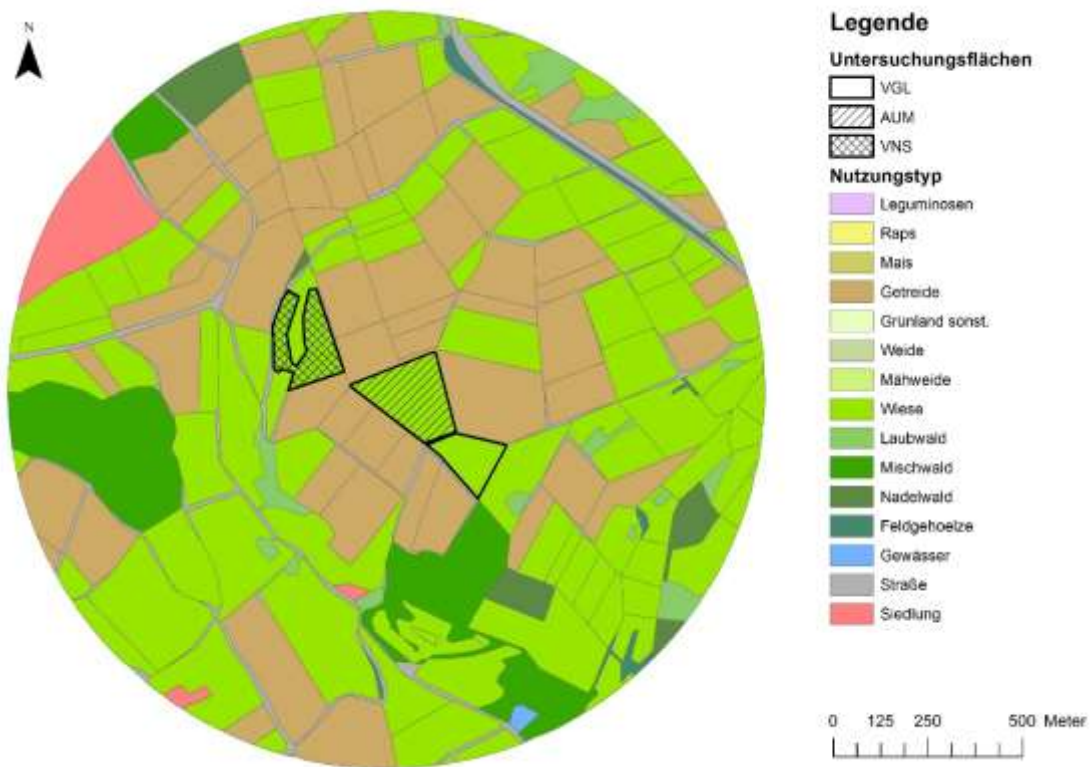
**Abbildung 50:** Clusteranalyse (SÖRENSEN, Nearest Neighbour) der Untersuchungsgebiete auf der Habitatskala in der Eifel (E) und im Süderbergland (S) berechnet anhand der in Tabelle 15 (S. 78) aufgeführten Parameter.

**Tabelle 15:** Deskriptive Statistik der Landschaftsparameter aller Untersuchungsgebiete auf der Habitatskala.

<b>Variable</b>	<b>Mittelwert</b>	<b>Standard- abweichung</b>	<b>Standard- fehler</b>	<b>Konfidenz- intervall</b>
<b>mittlere Nutzungsintensität (NI)</b>	2,104	0,199	0,053	0,115
<b>mittlere Blütendichte (BD)</b>	2,130	0,308	0,082	0,178
<b>mittlere Leguminosendichte (LD)</b>	0,817	0,425	0,113	0,245
<b>Richness (R)</b>	12,000	1,569	0,419	0,906
<b>Rel. Richness (RR)</b>	47,143	6,503	1,738	3,755
<b>Shannon Diversity (DIV)</b>	1,754	0,325	0,087	0,188
<b>Shannon Evenness (EVE)</b>	0,712	0,115	0,030	0,066
<b>Dominance (DOM)</b>	0,707	0,287	0,076	0,165
<b>Edge Density (ED)</b>	459,451	58,984	15,764	34,056
<b>Total Edge (TE, km)</b>	144,960	18,869	5,043	10,895
<b>Mean Patch Edge (MPE)</b>	623,828	97,070	25,943	56,046
<b>Total Patches (NP)</b>	256,071	80,595	21,540	46,534
<b>Mean Shape Index (MSI)</b>	1,768	0,197	0,052	0,114
<b>Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR)</b>	0,119	0,044	0,012	0,025
<b>Mean Fractal Dimension (MFRACT)</b>	1,416	0,042	0,011	0,024
<b>Feldgehölze (ha)</b>	3,444	3,114	0,832	1,790
<b>Getreide (ha)</b>	0,792	1,233	0,330	0,712
<b>Gewässer (ha)</b>	5,420	10,181	2,721	5,870
<b>Grünfläche (ha)</b>	39,948	41,132	10,993	23,749
<b>Laubwald (ha)</b>	28,563	16,525	4,416	9,541
<b>Leguminosen (ha)</b>	1,941	5,220	1,395	3,014
<b>Mähweide (ha)</b>	3,640	7,258	1,940	4,191
<b>Mais (ha)</b>	4,247	5,641	1,508	3,257
<b>Mischwald (ha)</b>	22,175	22,468	6,005	12,973
<b>Nadelwald (ha)</b>	39,673	29,632	7,919	17,109
<b>Raps (ha)</b>	10,724	24,630	6,583	14,220
<b>Siedlung (ha)</b>	25,291	20,553	5,493	11,867
<b>Straße (ha)</b>	11,783	5,306	1,418	3,064
<b>Weide (ha)</b>	35,019	35,106	9,382	20,269
<b>Wiese (ha)</b>	82,774	47,304	12,643	27,312

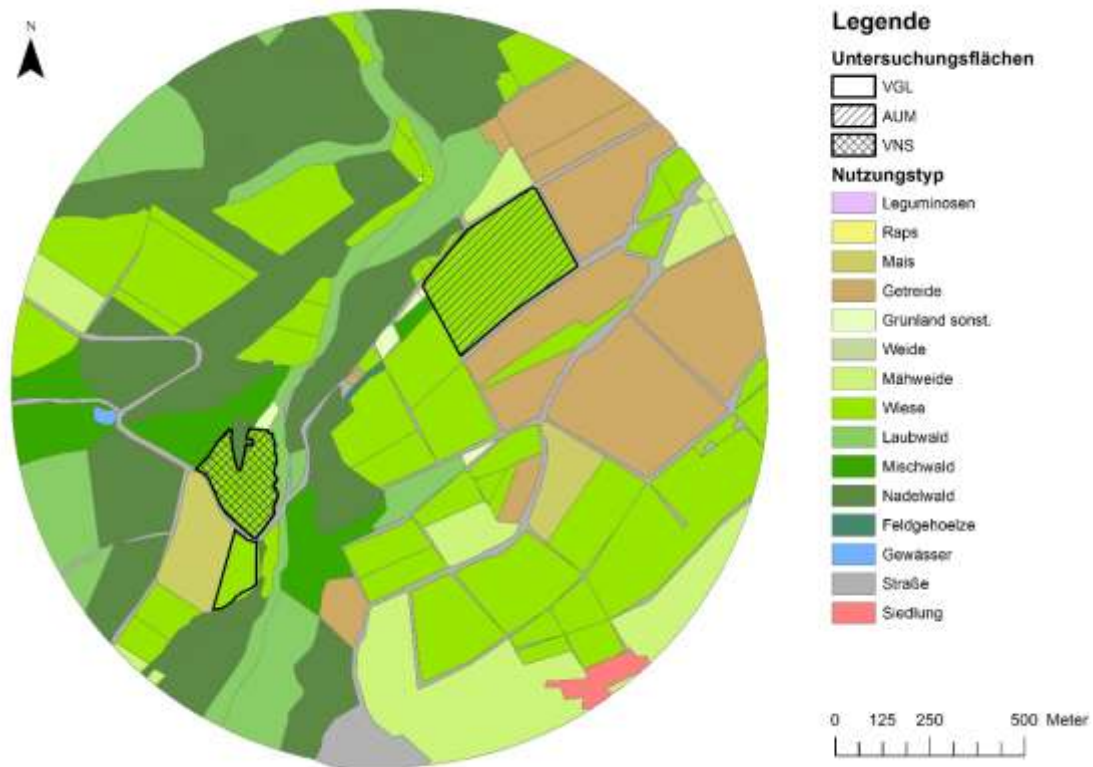


**Abbildung 51:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Kronert im Jahr 2014.

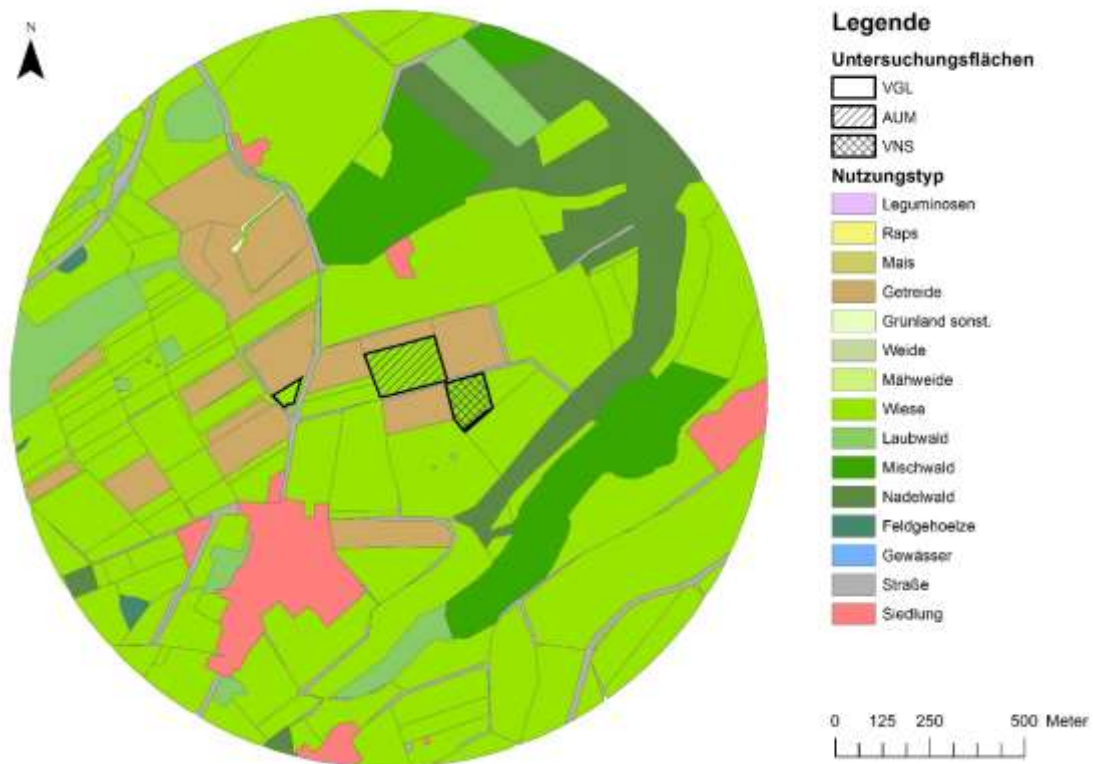


**Abbildung 52:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Junkerberg im Jahr 2014.



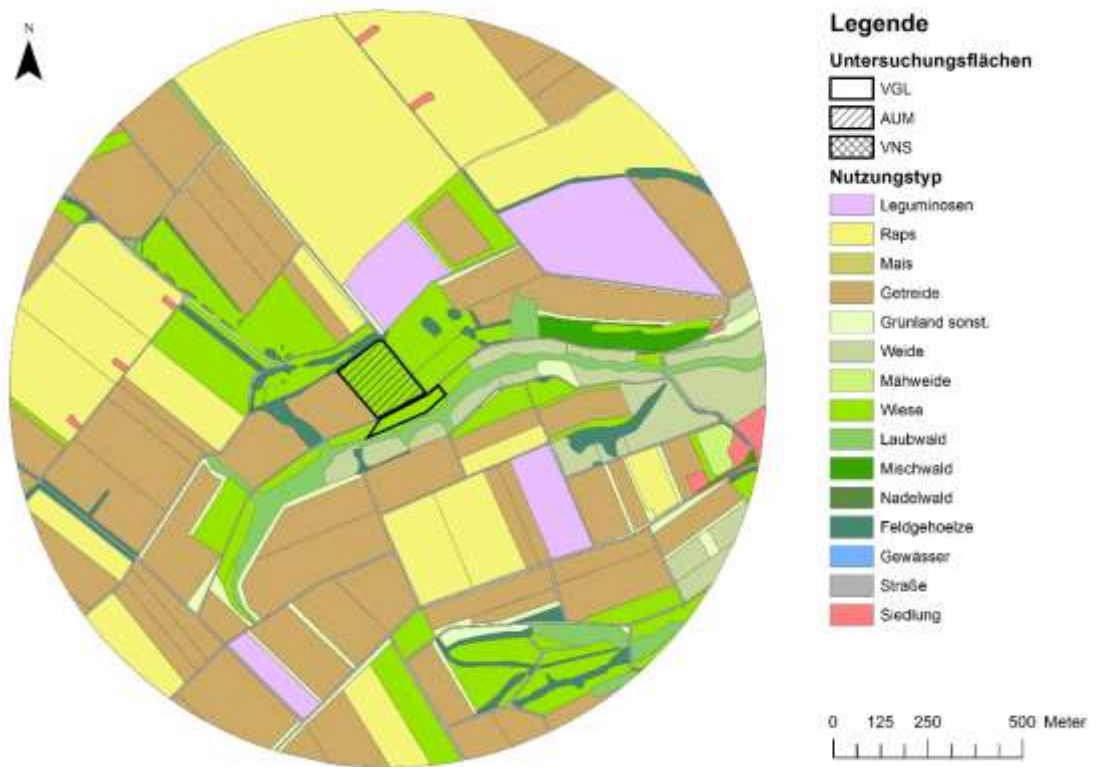


**Abbildung 53:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Michelsbach im Jahr 2014.

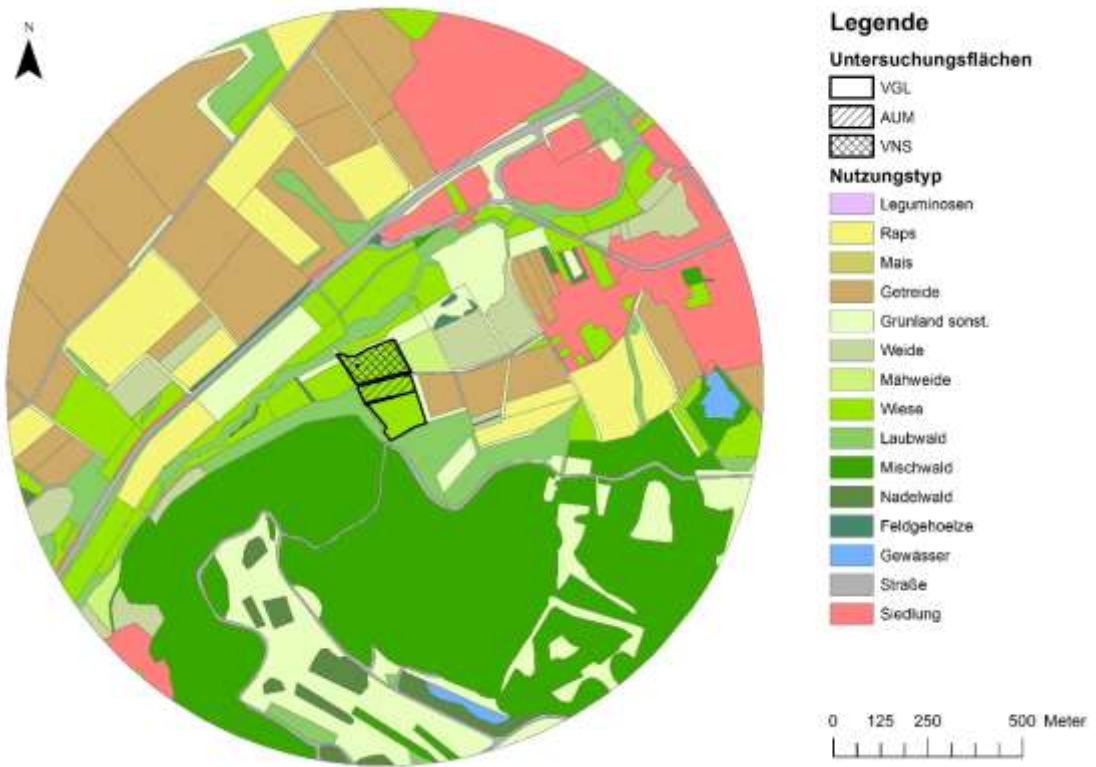


**Abbildung 54:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Karolinenhof im Jahr 2014.





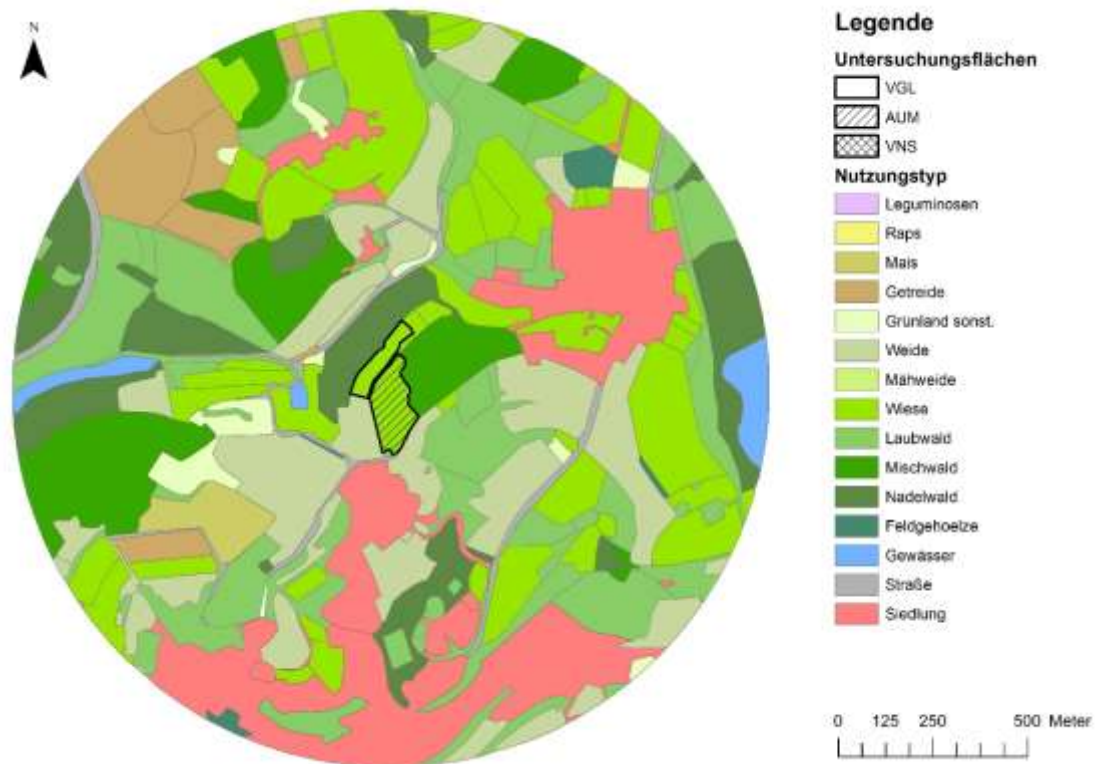
**Abbildung 55:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Berg im Jahr 2015.



**Abbildung 56:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Firmenich im Jahr 2015.

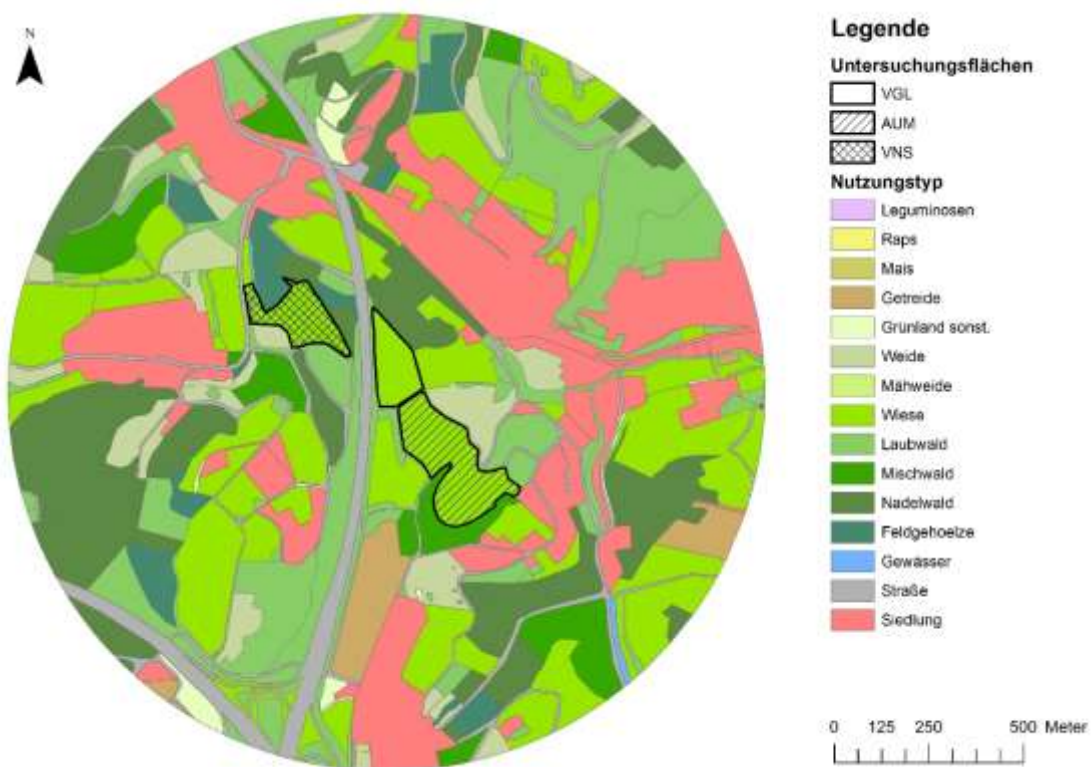


**Abbildung 57:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Tötschberg im Jahr 2015.

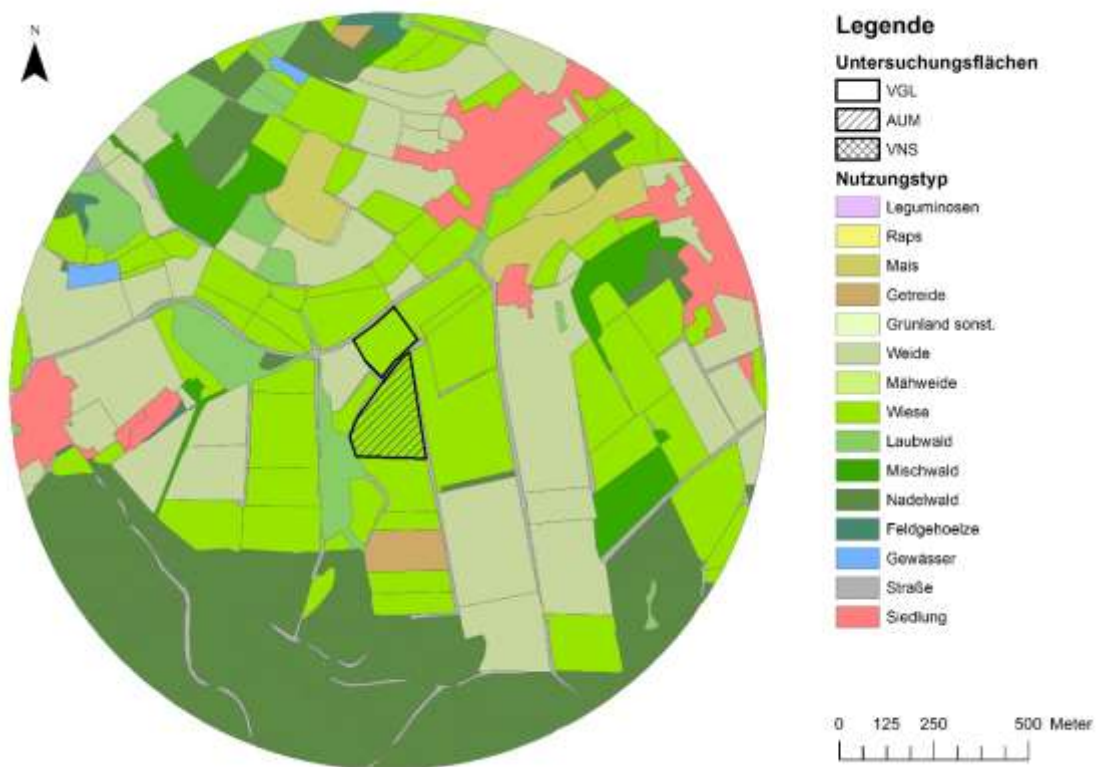


**Abbildung 58:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Heiseid im Jahr 2015.

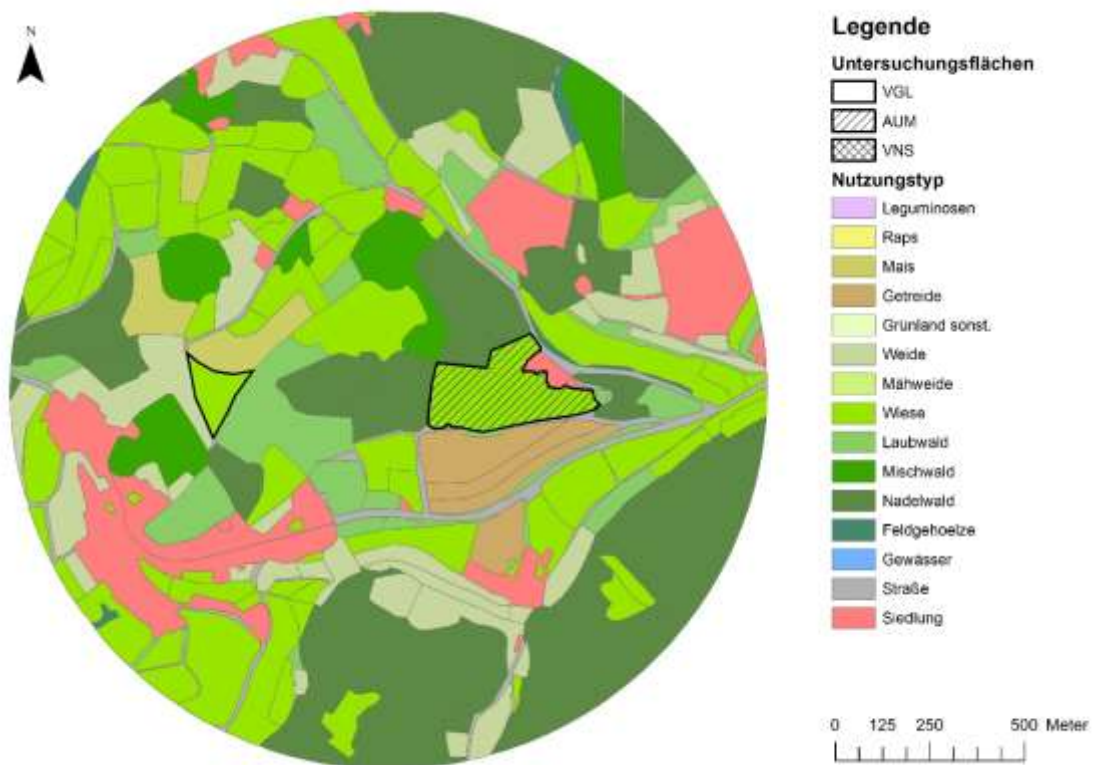




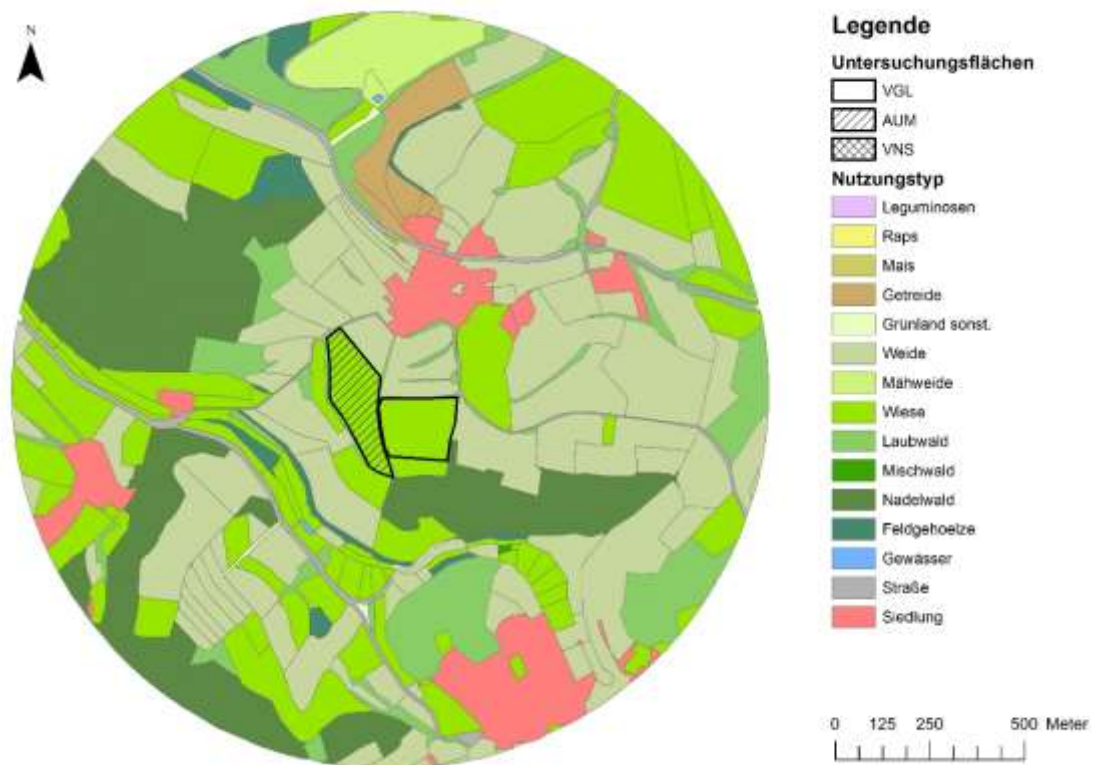
**Abbildung 59:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Mittelagger im Jahr 2015.



**Abbildung 60:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Huster Bruch im Jahr 2015.

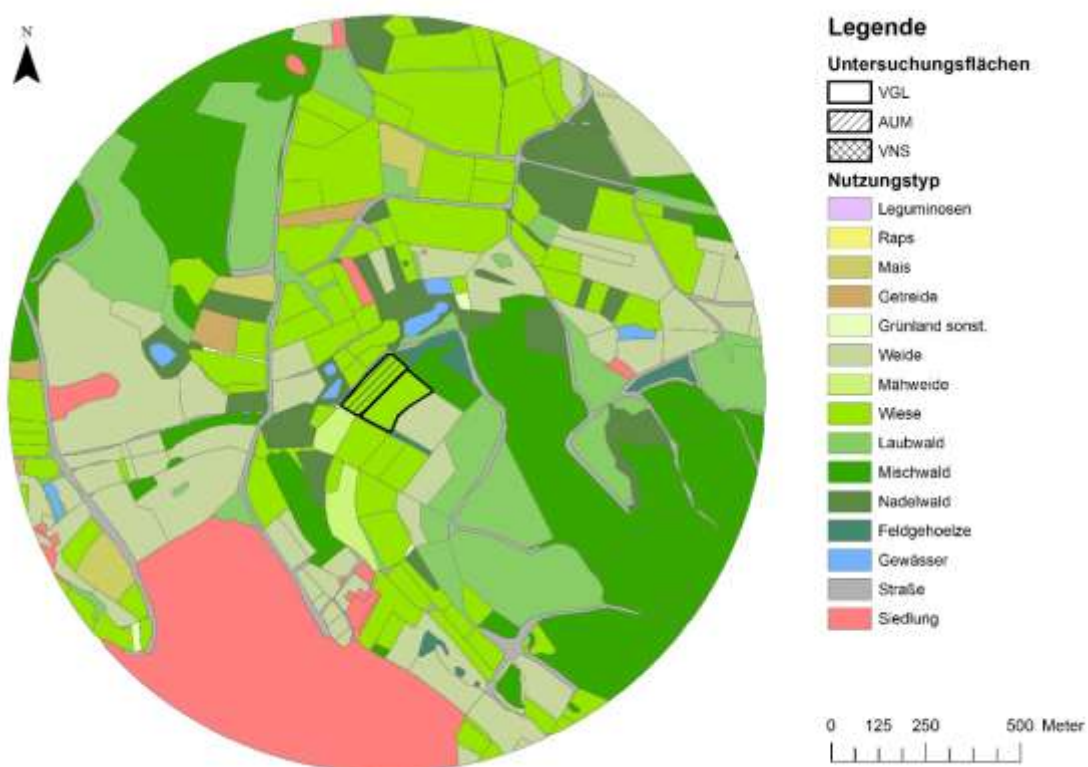


**Abbildung 61:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Windhagen im Jahr 2015.

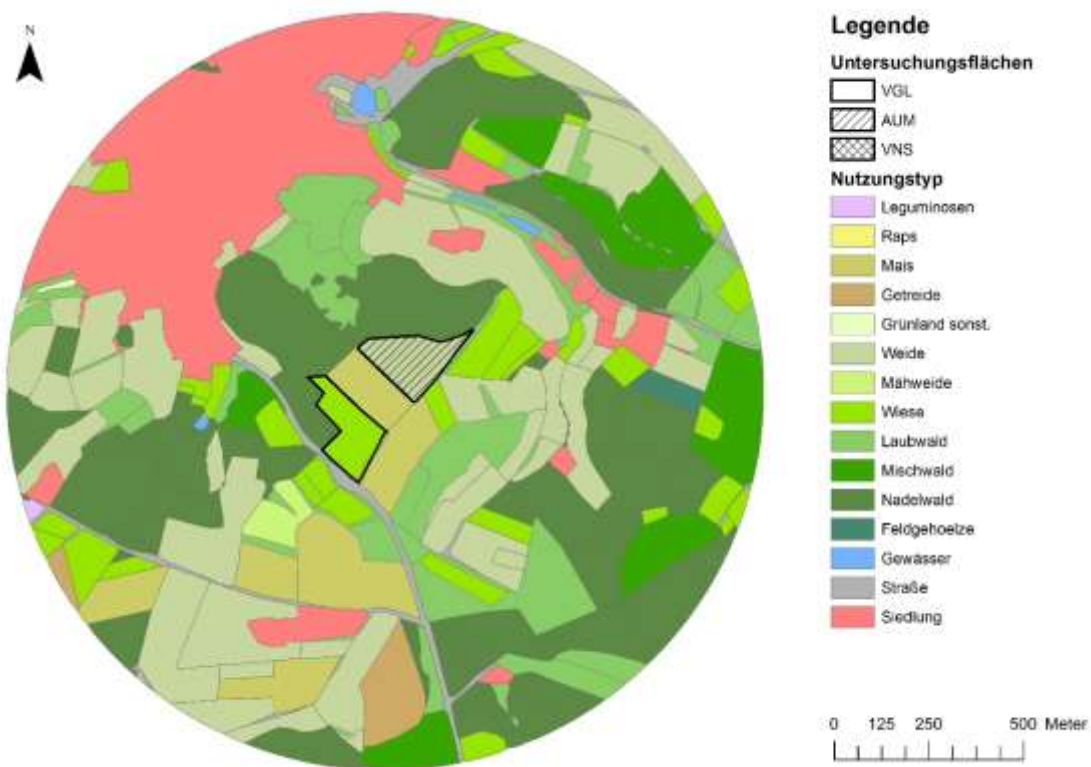


**Abbildung 62:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Günsen im Jahr 2015.





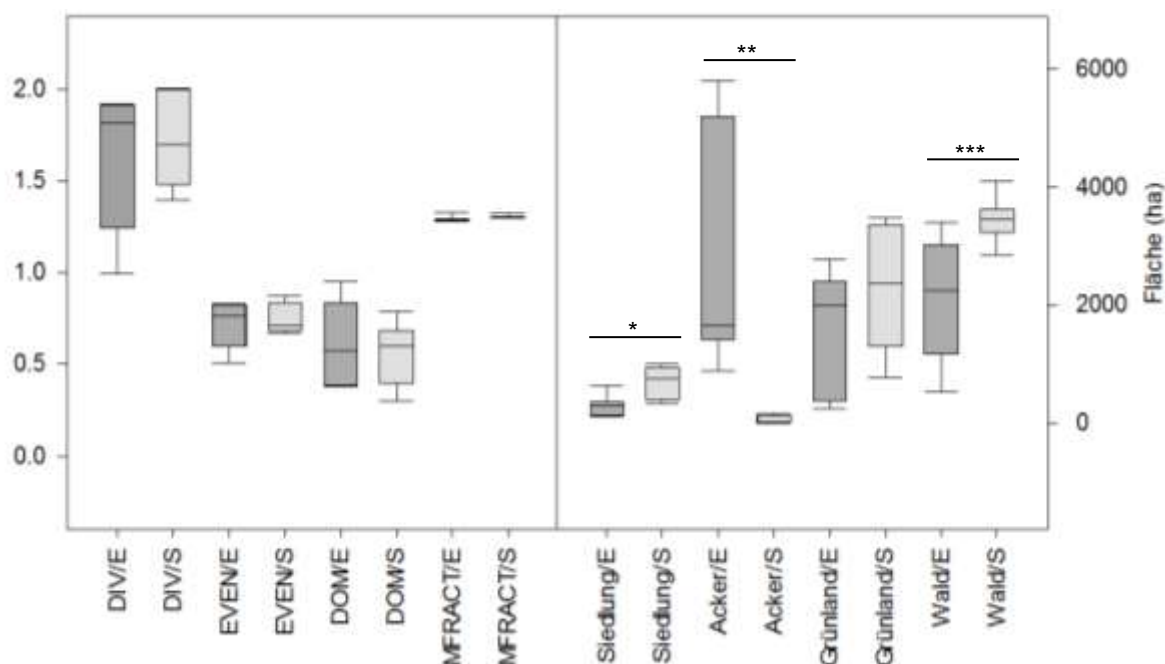
**Abbildung 63:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Großmicke im Jahr 2015.



**Abbildung 64:** Nutzungstypen in 1 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Wenden im Jahr 2015.

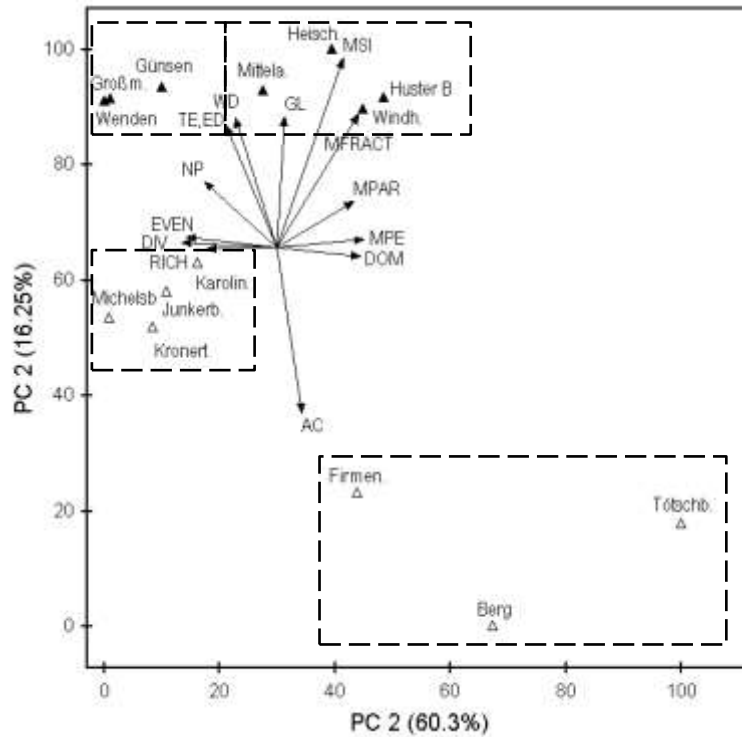
### 3.3.3 Die Landschaftsausstattung auf der Landschaftsskala

Auf der Landschaftsskala (Umkreis von 5 km) wurden die in Tabelle 16 (S. 88) aufgeführten Landschaftsparameter erhoben. Die Werte je Parameter und Untersuchungsgebiet sind in Tabelle III im Anhang abgebildet. Auch auf dieser Skalenebene war der Grünlandanteil in beiden Landschaftsräumen ähnlich hoch, wobei der Anteil an Ackerfläche in der Eifel gegenüber dem Süderbergland signifikant höher war, wohingegen die Untersuchungsgebiete im Süderbergland signifikant mehr Siedlungs- und Waldflächen aufwiesen (Abbildung 65).

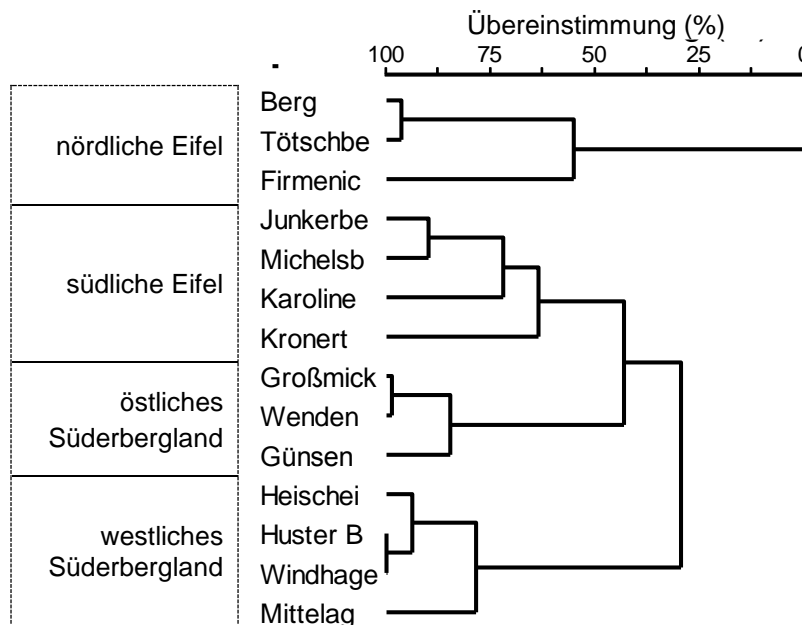


**Abbildung 65:** Verteilung ausgewählter Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala je Landschaftsraum (E = Eifel, S = Süderbergland). DIV = Diversität, EVEN = Evenness, DOM = Dominance, MFRACT = fraktale Dimension. Signifikanzen nach t-Test: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ .

Die Ordination (PCA) zeigt die Verteilung der Untersuchungsgebiete hinsichtlich der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala (Abbildung 66). Nach der Clusteranalyse ließen sich die Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer Landschaftsausstattung in vier geographische Gruppen einteilen (Abbildung 67). Die Gebiete in der nördlichen Eifel waren durch einen großen Anteil an Ackerflächen (AC) und dadurch geringe landschaftliche Diversität (DOM) geprägt. Die Gebiete in der südlichen Eifel waren relativ ausgeglichen hinsichtlich der Bodenbedeckungsklassen und zeichneten sich durch eine hohe Diversität (DIV) aus. Die Gebiete im östlichen Süderbergland waren besonders walddreich (WD) und wiesen die höchsten Randliniendichten (ED, TE) auf. Die Gebiete im westlichen Süderbergland waren besonders durch Grünland (GL) geprägt und reich strukturiert (MSI, MFRACT). Hinsichtlich der Diversitäts- und Strukturparameter unterschieden sich die Landschaftsräume nicht.



**Abbildung 66:** Ordination (PCA) der Untersuchungsgebiete der Eifel (weiße Dreiecke) und des Südberglandes (schwarze Dreiecke) hinsichtlich der Landschaftsparameter (Vektoren) auf der Landschaftsskala (s. Tabelle 16, S. 88). GL = Grünlandfläche, WD = Waldfläche, AC = Ackerfläche. Die gestrichelten Kästen stellen eine mögliche Gruppenbildung der Untersuchungsgebiete basierend auf deren geographischer Lage dar.

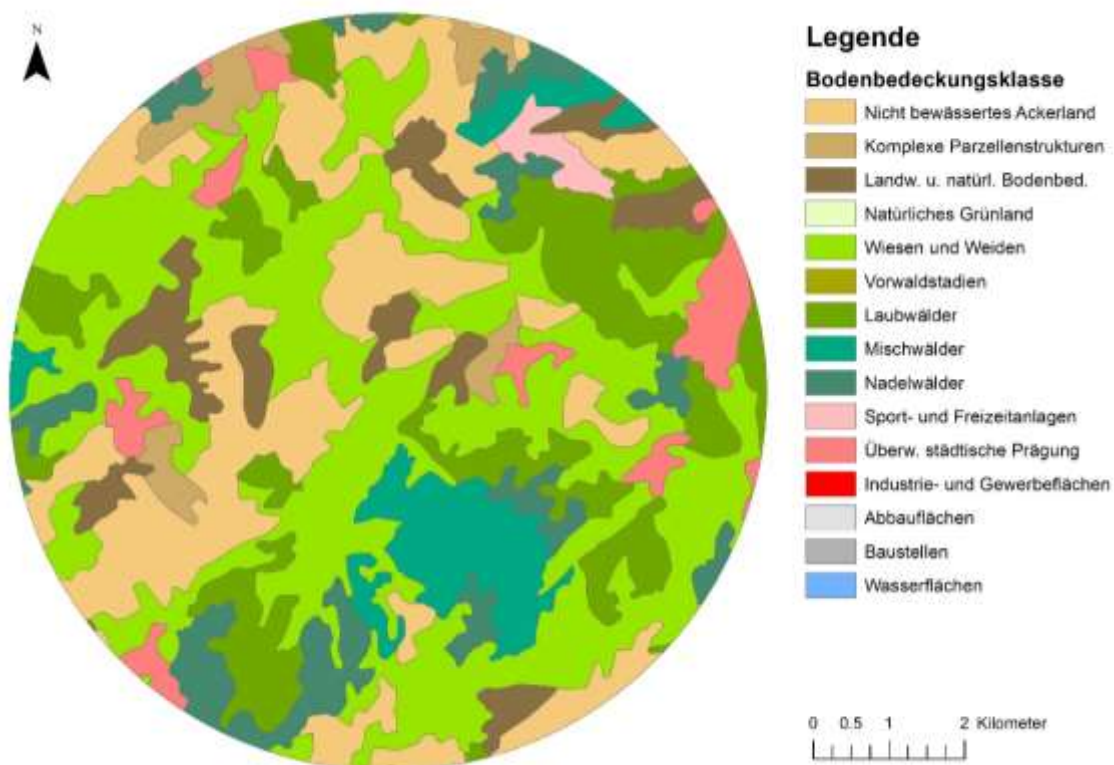


**Abbildung 67:** Clusteranalyse (SÖRENSEN, Nearest Neighbour) der Untersuchungsgebiete auf der Landschaftsskala berechnet anhand der in Tabelle 16 (S. 88) aufgeführten Parameter. Die gestrichelten Kästen stellen eine mögliche Gruppenbildung der Untersuchungsgebiete basierend auf deren geographischer Lage dar.

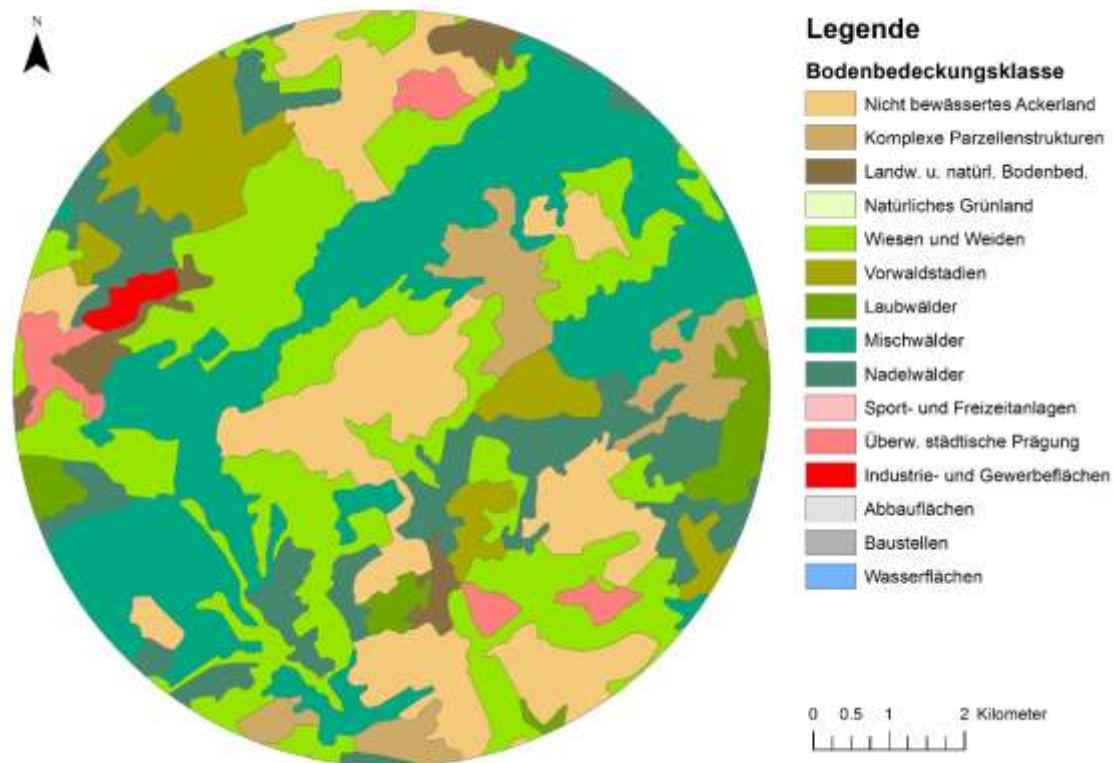


**Tabelle 16:** Deskriptive Statistik der Parameter aller Untersuchungsgebiete auf der Landschaftsskala.

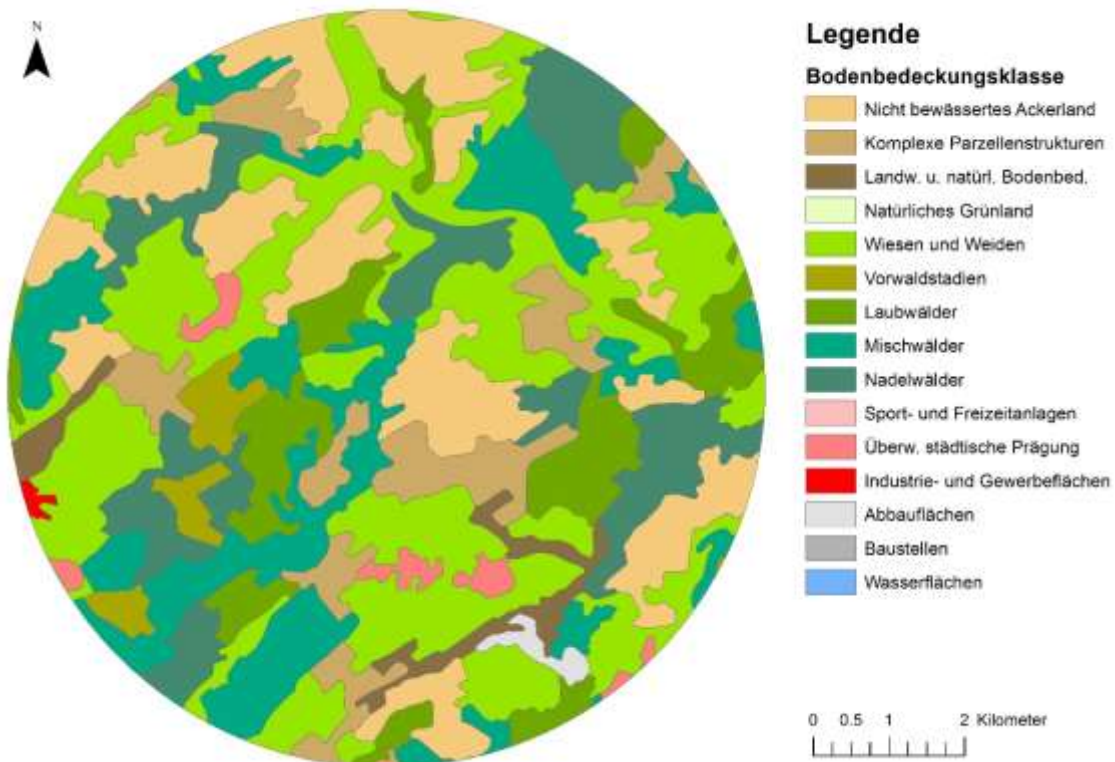
<b>Variable</b>	<b>Mittelwert</b>	<b>Standard- abweichung</b>	<b>Standard- fehler</b>	<b>Konfidenz- intervall</b>
<b>Richness (R)</b>	9,786	1,528	0,408	0,882
<b>Rel. Richness (RR)</b>	21,745	3,394	0,907	1,959
<b>Shannon Diversity (DIV)</b>	1,671	0,303	0,081	0,175
<b>Shannon Evenness (EVEN)</b>	0,733	0,103	0,027	0,059
<b>Dominance (DOM)</b>	0,598	0,201	0,054	0,116
<b>Edge Density (ED)</b>	63,769	13,517	3,613	7,804
<b>Total Edge (TE, km)</b>	500,830	106,160	28,372	61,295
<b>Mean Patch Edge (MPE)</b>	7,629	1,079	288,494	623,254
<b>Total Patches (NP)</b>	68,143	20,898	5,585	12,066
<b>Mean Shape Index (MSI)</b>	2,0020	0,0666	0,0178	0,0384
<b>Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR)</b>	0,0232	0,0232	0,0062	0,0134
<b>Mean Fractal Dimension (MFRACT)</b>	1,2980	0,0128	0,0034	0,0074
<b>Industrie- / Gewerbeflächen (ha)</b>	480,97	294,02	78,58	169,76
<b>Abbauflächen (ha)</b>	45,53	56,71	15,16	32,74
<b>Baustellen (ha)</b>	9,25	17,94	4,80	10,36
<b>Sport- und Freizeitanlagen (ha)</b>	4,02	10,22	2,73	5,90
<b>Nicht bewässertes Ackerland (ha)</b>	33,37	58,07	15,52	33,53
<b>Wiesen und Weiden (ha)</b>	1511,23	2047,31	547,17	1182,08
<b>Komplexe Parzellenstrukturen (ha)</b>	1909,48	1133,20	302,86	654,29
<b>Landw. und natürl. Bodenbed. (ha)</b>	659,65	450,50	120,40	260,11
<b>Laubwald (ha)</b>	302,29	196,07	52,40	113,21
<b>Nadelwald (ha)</b>	554,12	371,48	99,28	214,49
<b>Mischwald (ha)</b>	967,47	677,47	181,06	391,16
<b>Natürliches Grünland (ha)</b>	1297,29	912,34	243,83	526,77
<b>Vorwald (ha)</b>	4,68	17,52	4,68	10,12
<b>Wasserflächen (ha)</b>	53,92	147,31	39,37	85,05
<b>Überw. städtische Prägung (ha)</b>	20,48	51,04	13,64	29,47



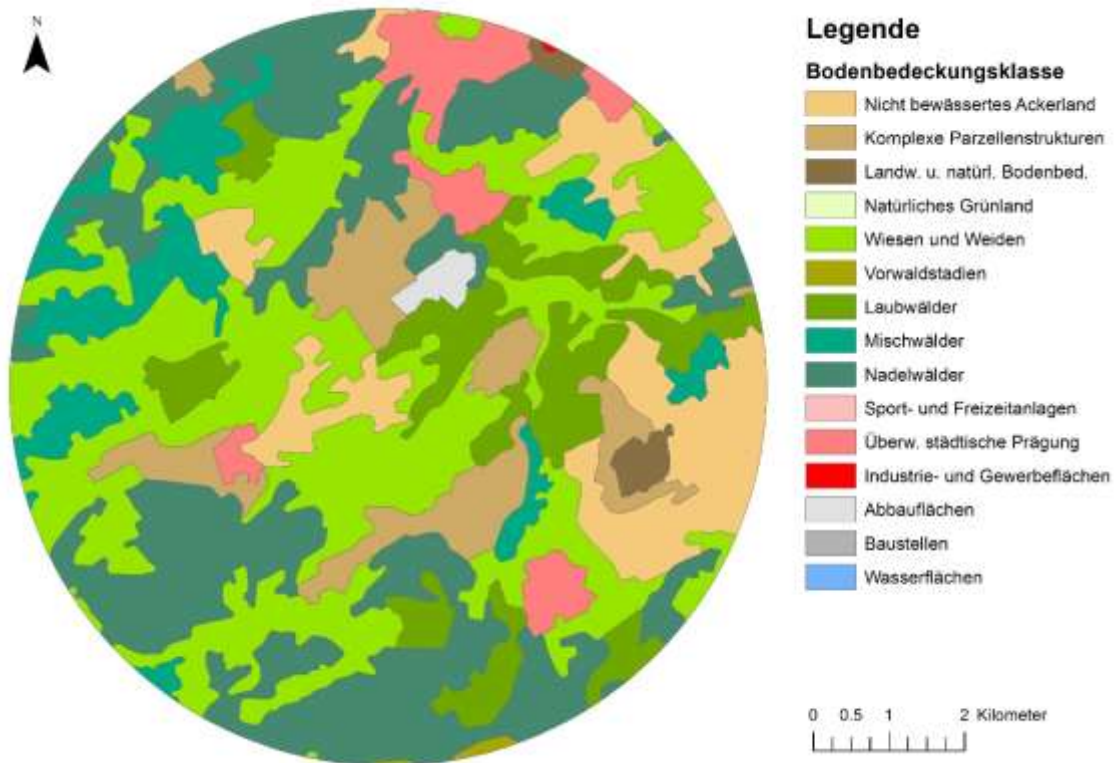
**Abbildung 68:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Kronert.



**Abbildung 69:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Junkerberg.

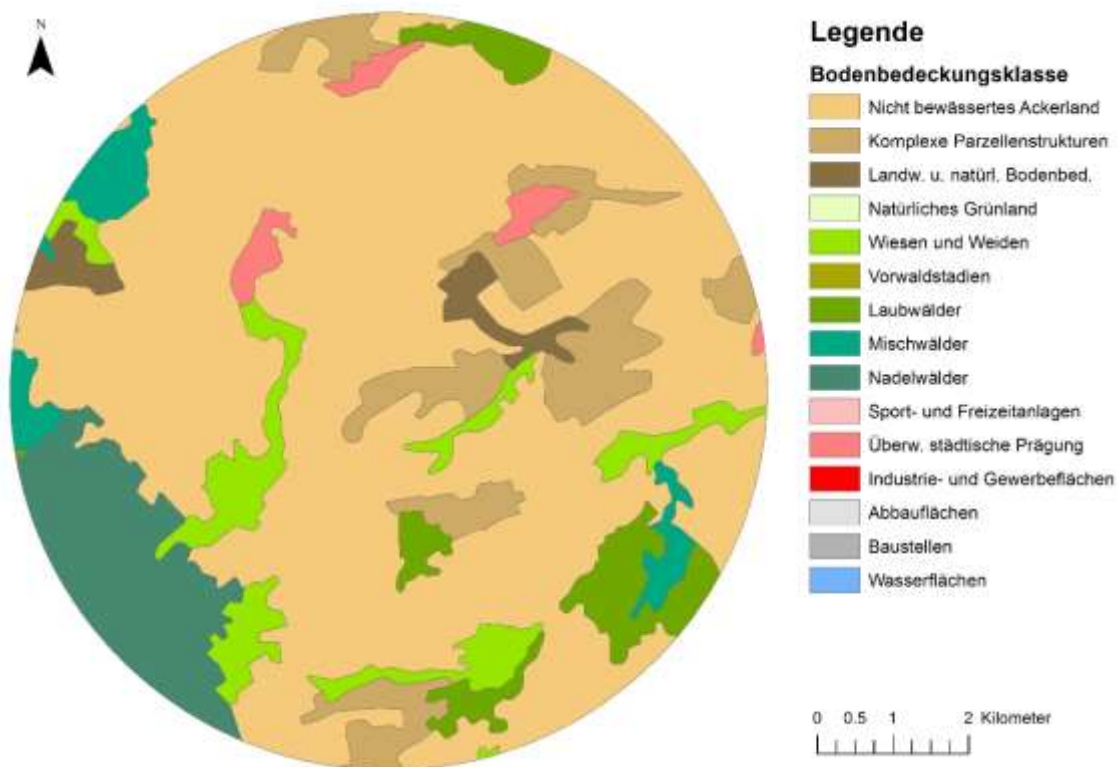


**Abbildung 70:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Michelsbach.

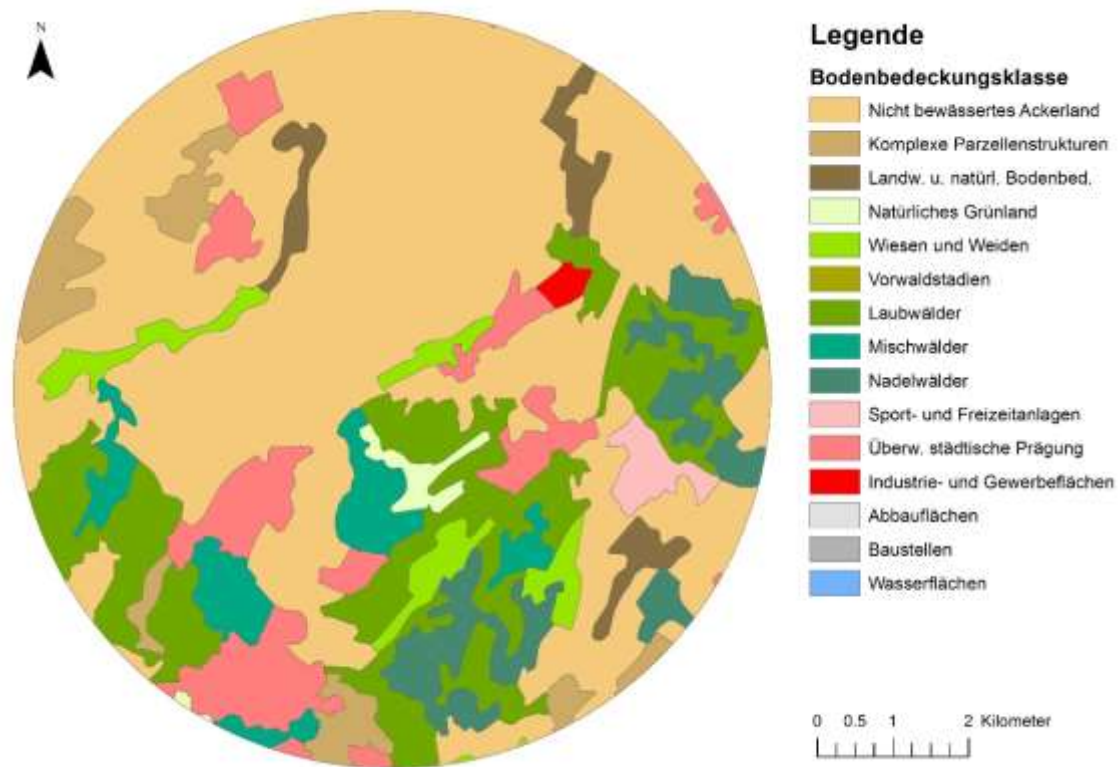


**Abbildung 71:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Karolinenhof.

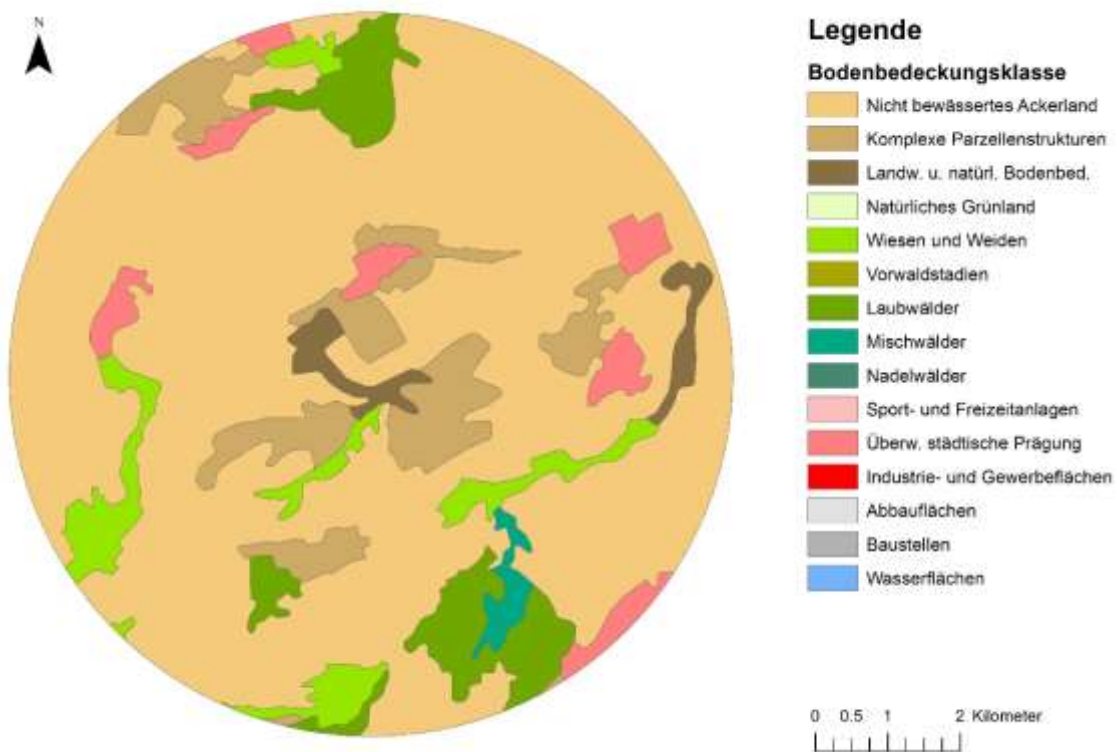




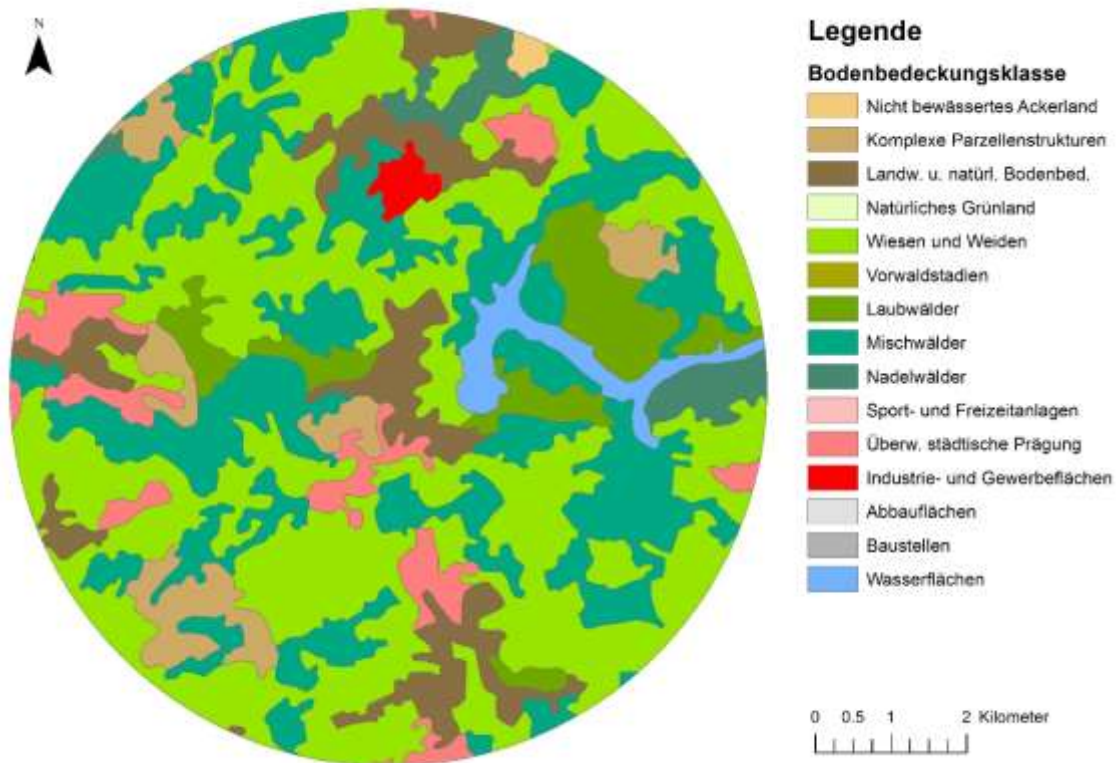
**Abbildung 72:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Berg.



**Abbildung 73:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Firmenich.

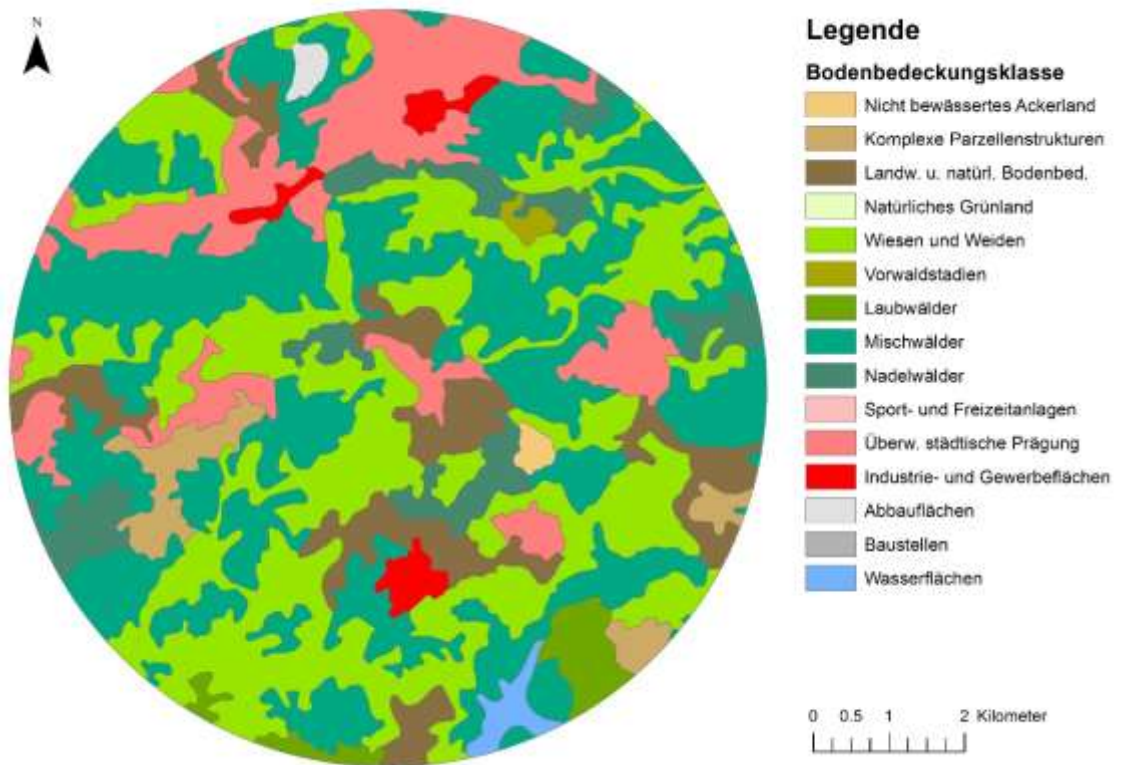


**Abbildung 74:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Tötschberg.

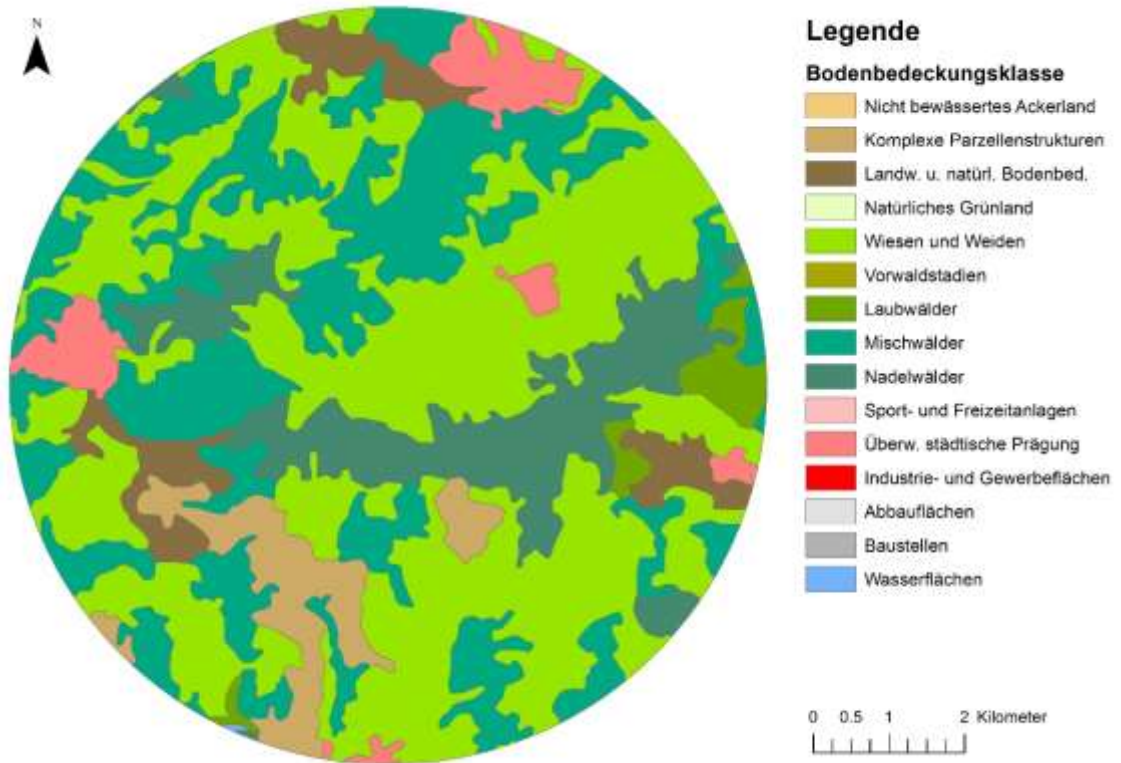


**Abbildung 75:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Heiseid.

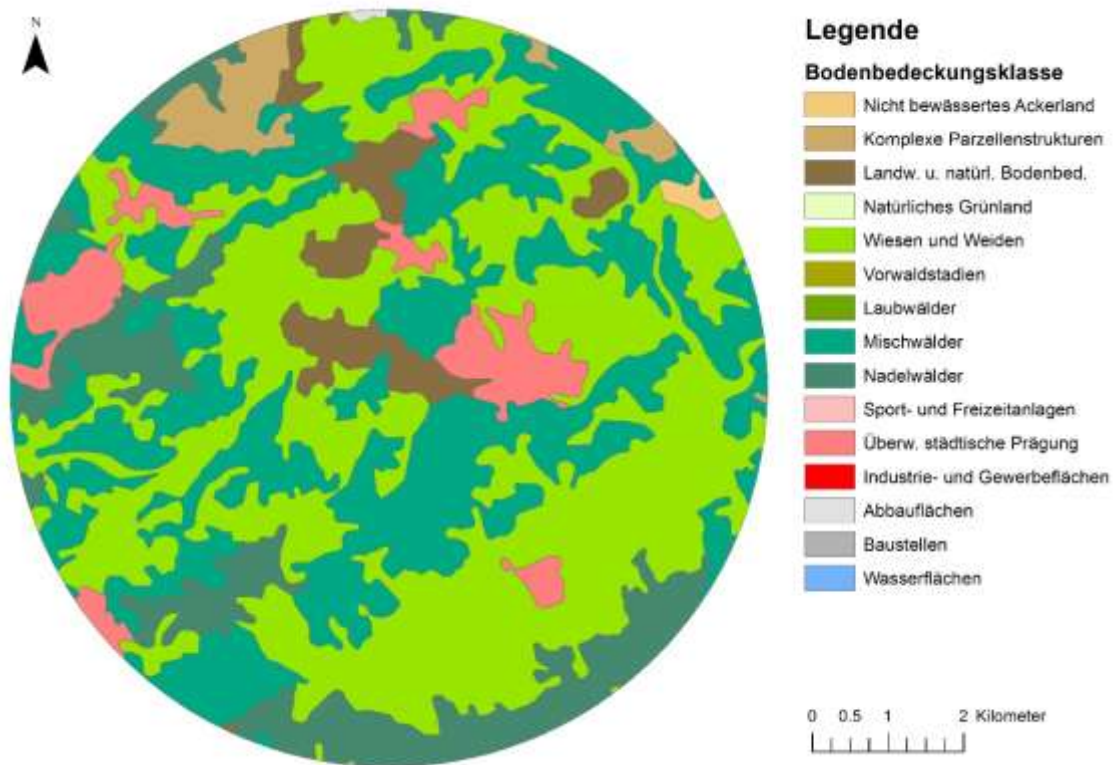




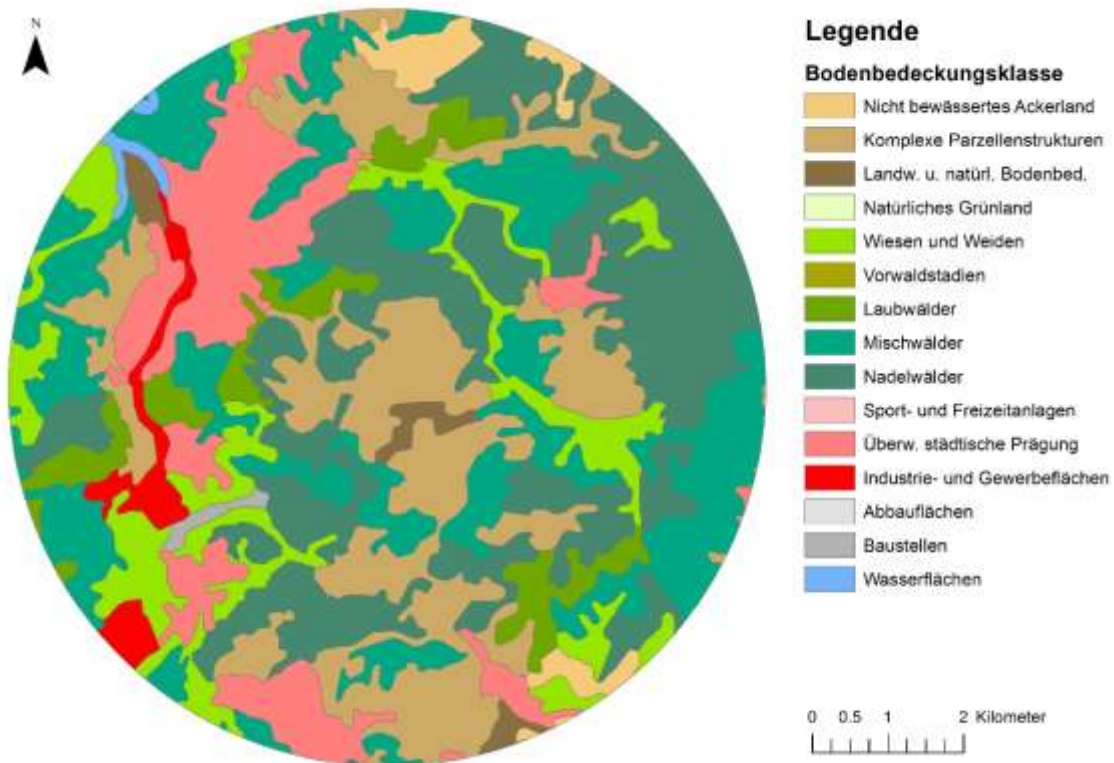
**Abbildung 76:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Mittelagger.



**Abbildung 77:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Huster Bruch.

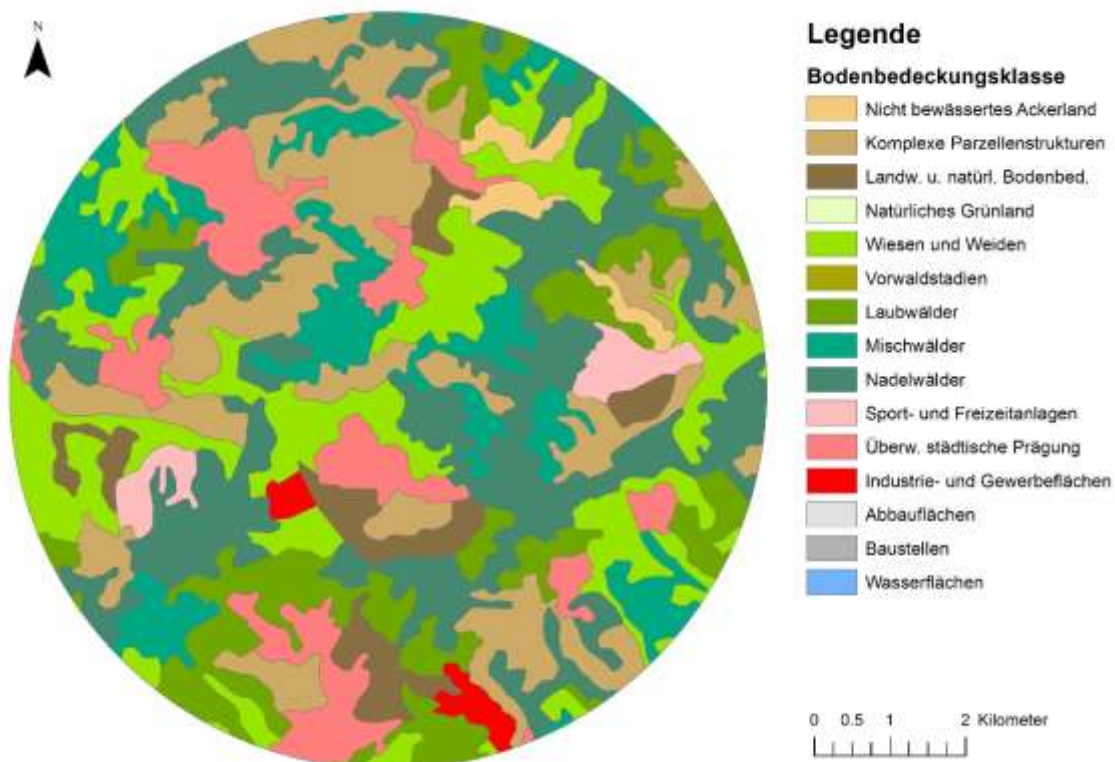


**Abbildung 78:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Windhagen.

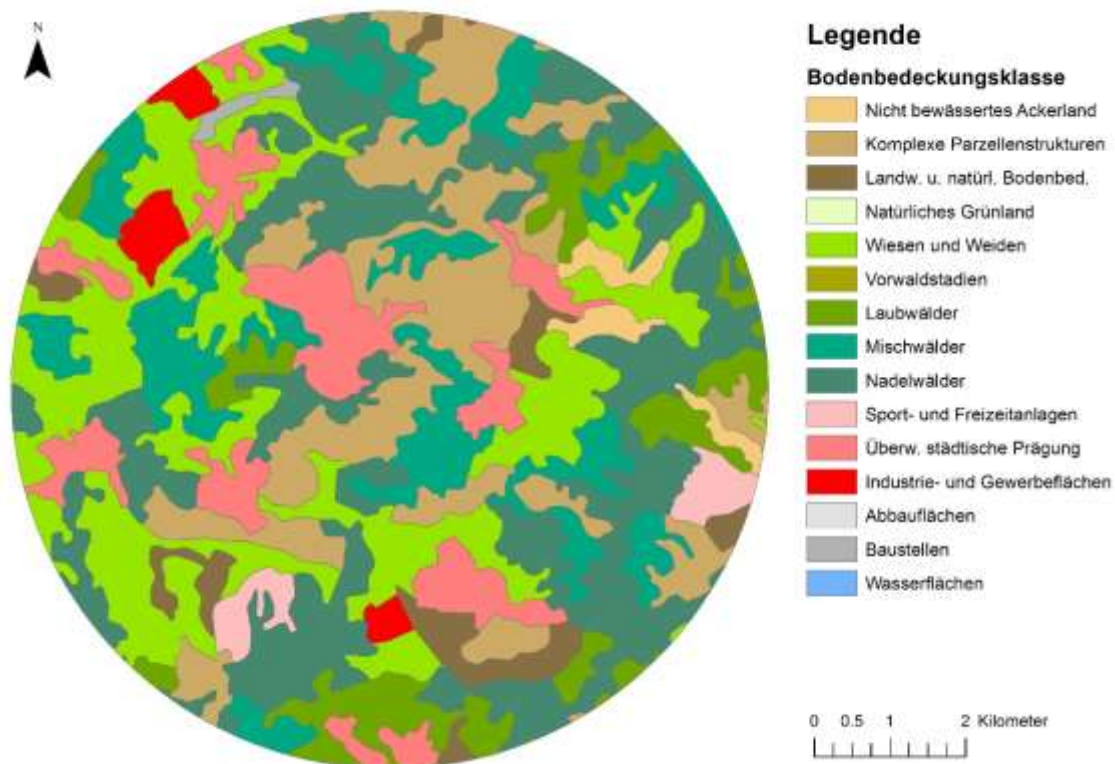


**Abbildung 79:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Günsen.





**Abbildung 80:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Großmicke.



**Abbildung 81:** Bodenbedeckung (CORINE Land Cover) in 5 km Umkreis um die Untersuchungsflächen im Gebiet Wenden.



## 4 Explorative Ergebnisse

### 4.1 Koinzidenzen zwischen Landschaftsparametern und Heuschrecken

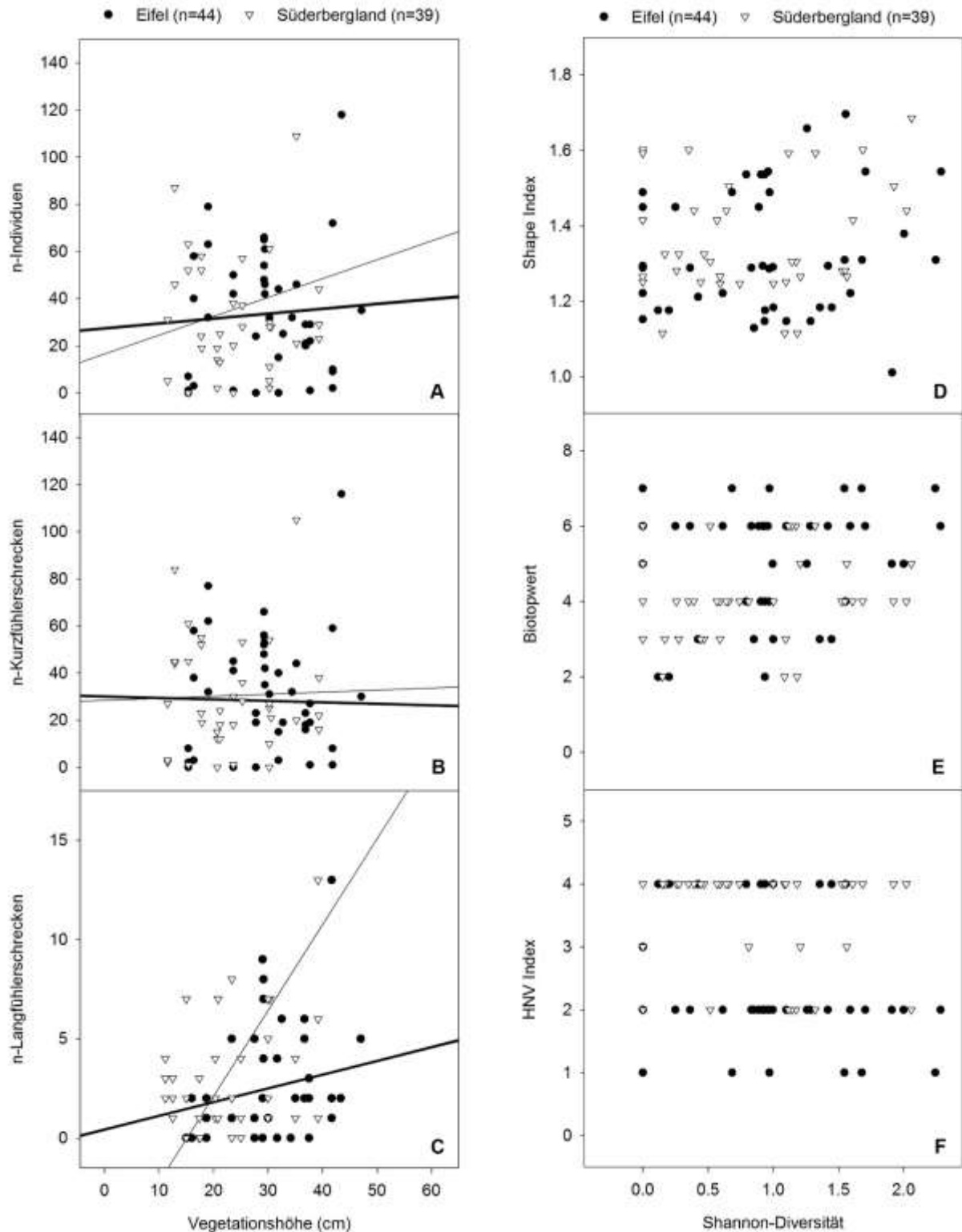
#### 4.1.1 Koinzidenzen auf der Feldskala

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse ergaben keine Zusammenhänge zwischen der Artenvielfalt und der Abundanz der Heuschrecken auf den Untersuchungsflächen und den Landschaftsparametern (vgl. Anhang Tabelle IV). Keiner der Einzelfaktoren konnte die Diversität der Heuschreckengemeinschaften oder die Abundanz bestimmter funktionaler Gruppen erklären. Eine Übereinstimmung wurde zwischen der mittleren Vegetationshöhe (VH) der einzelnen Untersuchungsflächen und der Individuenzahl (N) der Heuschrecken (Abbildung 82) festgestellt. Die getrennte Betrachtungsweise von Kurz- und Langfühlerschrecken zeigte, dass dieser Effekt insbesondere auf die höhere Individuenzahl der Langfühlerschrecken auf den Untersuchungsflächen mit höherer Vegetation zurückzuführen war (Eifel:  $R = 0,363$ ; SÜBL:  $R = 0,698$ ).

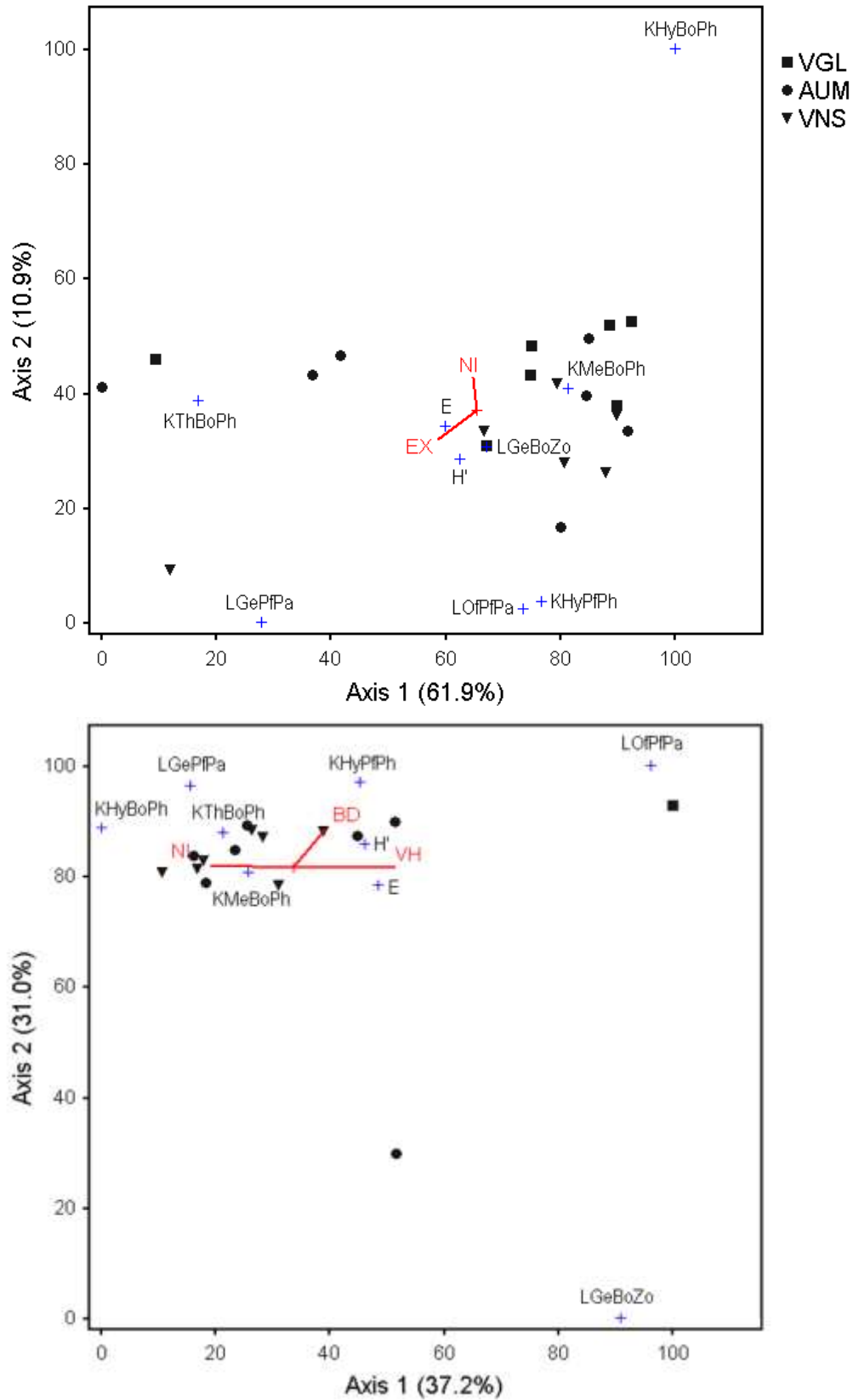
Als standardisierte Maßzahl für die Form der Untersuchungsflächen dient der Shape Index (SI). Die Korrelationsanalyse zeigt, dass die Diversität der Heuschreckenzönsen von diesem Formmaß unabhängig war (Eifel:  $R = 0,166$ ; SÜBL:  $R = 0,192$ ). Auch die ermittelten Maßzahlen zur Bewertung der Diversität von Habitaten (Biotopwert) und landwirtschaftlichen Flächen (HNV Index) lieferten keine Erklärung für die Diversität der Heuschreckengemeinschaften auf den Untersuchungsflächen (Abbildung 82).

Die multivariate Analyse der Daten zeigt weitere Koinzidenzen auf. Die ersten beiden Achsen der Ordination (CCA) der Parameter auf der Feldskala erklären 72,8 % (Eifel) bzw. 68,2 % (Süderbergland) der Variation der funktionalen Parameter der Heuschreckengemeinschaften (Abbildung 83). Sie zeigt, dass die Nutzungsintensität (NI) in beiden Landschaftsräumen eine zentrale Rolle für die Komposition der Heuschreckengemeinschaften spielte, indem sie der Diversität ( $H'$ ) direkt entgegenstand.

Auf den Untersuchungsflächen der Eifel bestanden weitere Koinzidenzen mit der Exposition (EX) sowie im Süderbergland mit der Blütendichte (BD) und der Vegetationshöhe (VH).



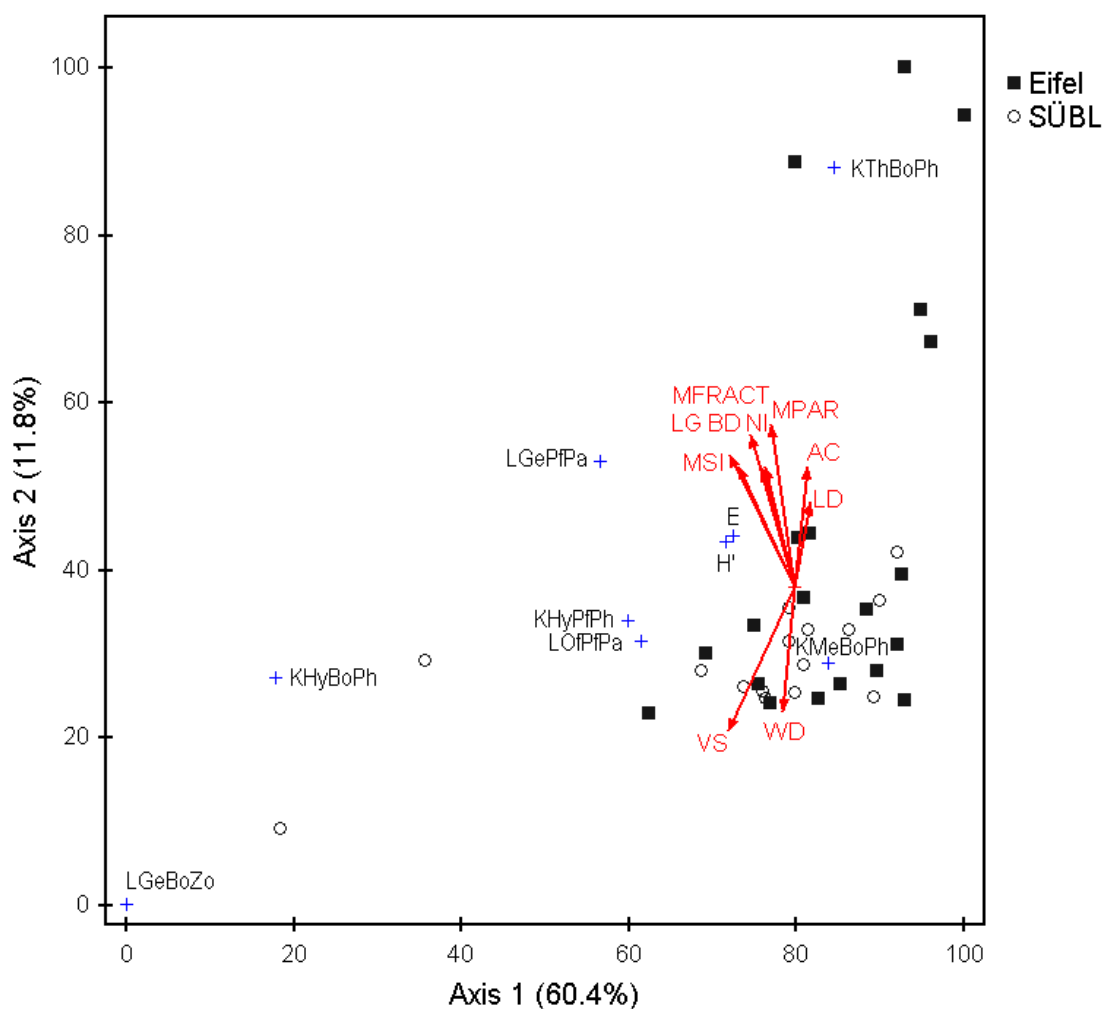
**Abbildung 82:** Vegetationshöhe in Relation zur Individuenzahl der A: Heuschrecken in der Eifel (Korrelationskoeffizient  $R = 0,123$ ) und dem Süderbergland ( $R = 0,254$ ), B: Kurzfühlerschrecken in der Eifel ( $R = 0,080$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,119$ ) sowie C: Langfühlerschrecken in der Eifel ( $R = 0,363$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,698$ ). Shannon Diversität in Relation zum D: Shape Index in der Eifel ( $R = 0,166$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,192$ ), E: Biotopwert in der Eifel ( $R = 0,118$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,184$ ) sowie F: HNV Index in der Eifel ( $R = 0,175$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,139$ ). Die detaillierten Ergebnisse der Regressionsanalysen sind in Tabelle VI.I (S. XXIII) dargestellt.



**Abbildung 83:** Ordination (CCA) der funktionalen Diversität (H'), Evenness (E) sowie funktionalen Gruppen der Heuschrecken (s. Tabelle 8, S. 59) und der Landschaftsparameter auf der Feldskala (rote Vektoren) in der Eifel (oben) und dem Süderbergland (unten). BD = Blütendichte, EX = Exposition, NI = Nutzungsintensität, VH = Vegetationshöhe.

#### 4.1.2 Koinzidenzen auf der Habitatskala

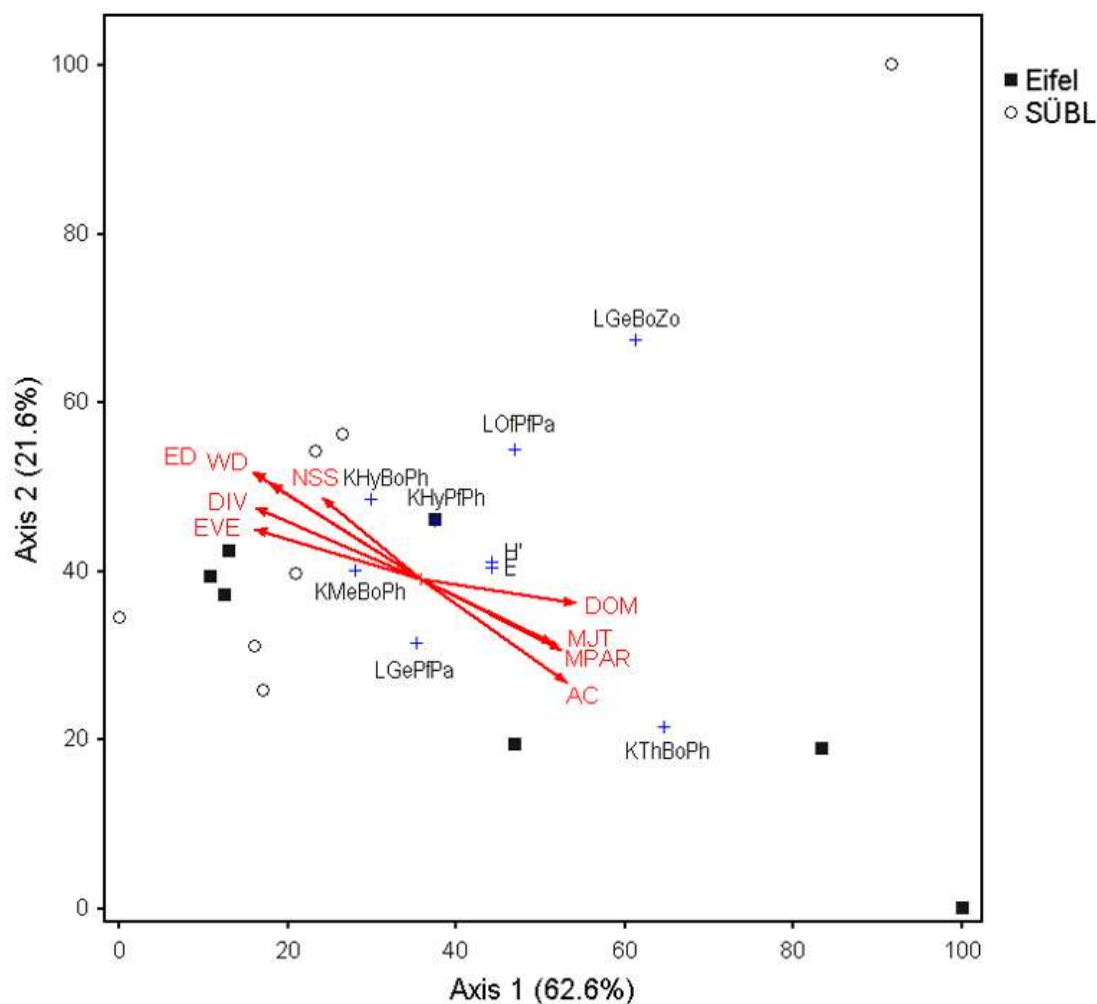
Die ersten beiden Achsen der Ordination (CCA) der Parameter auf der Habitatskala erklären 72,2 % der Variation der funktionalen Parameter der Heuschreckengemeinschaften (Abbildung 84). Demnach traten gebüschbewohnende Langfühlerschrecken (LGePfPa) dominanter in den strukturreichen, eng verzahnten Gebieten auf, die durch eine hohe Randliniendichte (ED) und fraktale Dimension (MFRACT) gekennzeichnet waren. Wärmeliebende Kurzfühlerschrecken (KThBoPh) waren in den Untersuchungsgebieten mit großflächigen (MPAR) Ackerschlägen (AC) stark vertreten. In Richtung dieser funktionalen Gruppen orientierten sich auch die funktionale Diversität und Evenness. Mesophile Heuschrecken (KMeBoPh) waren hingegen in den stärker waldgeprägten Gebieten häufiger.



**Abbildung 84:** Ordination (CCA) der funktionalen Diversität (H'), Evenness (E) sowie funktionalen Gruppen der Heuschrecken (s. Tabelle 8, S. 59) und der Landschaftsparameter auf der Habitatskala (rote Vektoren). AC = Ackerfläche, WD = Waldfläche, VS = versiegelte Fläche, LG = Leguminosenfläche, TE = Total Edge, ED = Edge density, MSI = Mean Shape Index, MFRACT = Mean Fractal Dimension, MPAR = Mean Perimeter-Area Ratio.

### 4.1.3 Koinzidenzen auf der Landschaftsskala

Die ersten beiden Achsen der Ordination (CCA) der Parameter auf der Landschaftsskala erklären 84,2 % der Variation der funktionalen Parameter der Heuschreckengemeinschaften (Abbildung 85). Wärmeliebende Kurzfühlerschrecken (KThBoPh) waren in den durch großflächige (MPAR) Ackerflächen (AC) und eine hohe mittlere Jahrestemperatur (MJT) geprägten Untersuchungsgebieten verbreitet. In diese Richtung orientierten sich auch die funktionale Diversität und Evenness. Hylophile und mesophile Kurzfühlerschrecken (KHyPfPh, KHyBoPh, KMeBoPh) waren in den diverseren, waldreicheren Gebieten (WD) mit hohen Niederschlagssummen (NSS) häufiger. Die Langfühlerschrecken (LGeBoZo, LGePfPa, LOfPfPa) zeigten keine Koinzidenzen zu den Landschaftparametern auf.



**Abbildung 85:** Ordination (CCA) der funktionalen Diversität ( $H'$ ), Evenness ( $E$ ) sowie funktionalen Gruppen der Heuschrecken (s. Tabelle 8, S. 59) und der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala (rote Vektoren). AC = Ackerfläche, WD = Waldfläche, DIV = Landscape diversity, DOM = Landscape dominance, ED = Edge density, MPAR = Mean Perimeter-Area Ratio, MJT = mittlere Jahrestemperatur, NSS = jährliche Niederschlagssumme.

## 4.2 Koinzidenzen zwischen Landschaftsparemtern und Hummeln

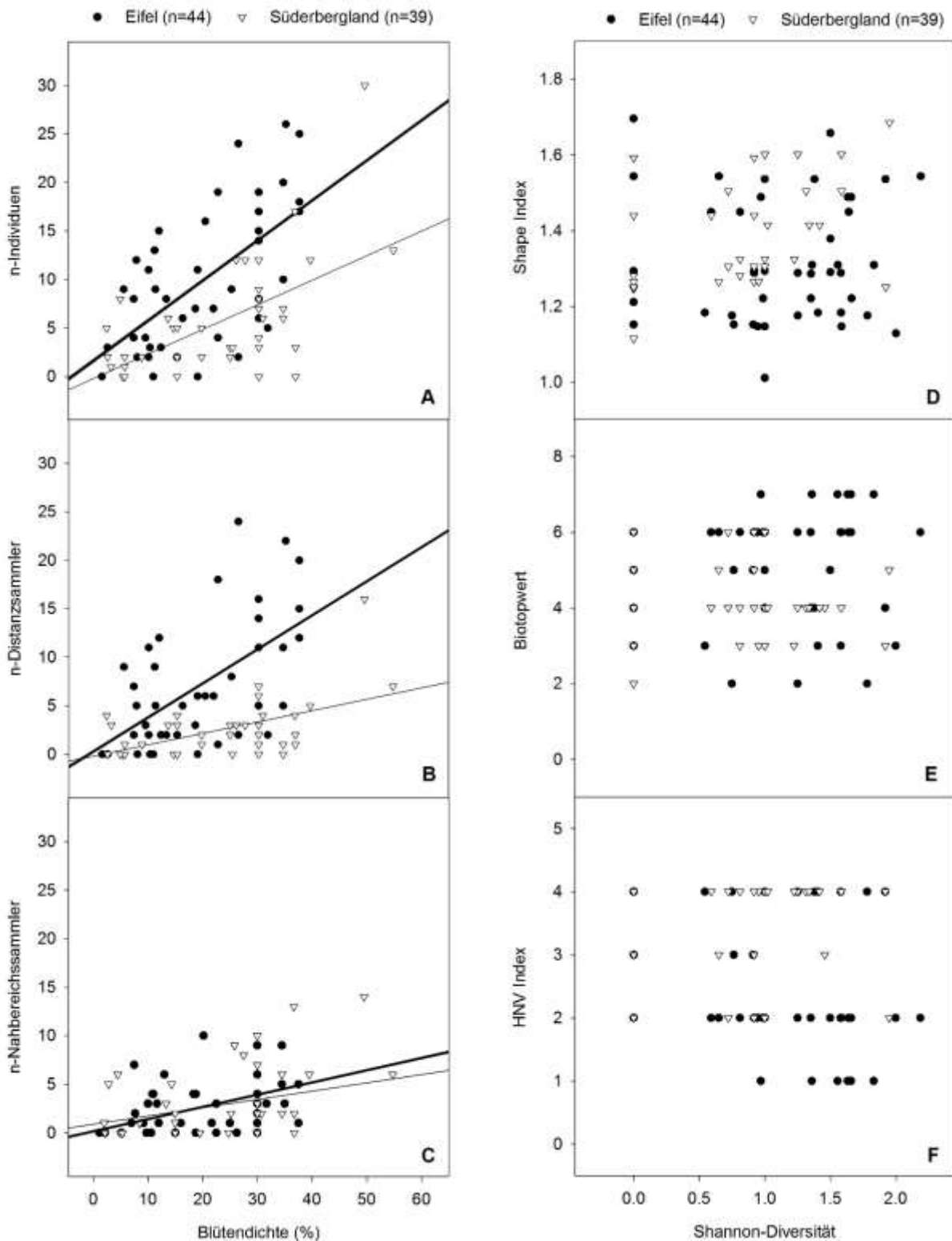
### 4.2.1 Koinzidenzen auf der Feldskala

Die Korrelationsanalyse ergab keinen Zusammenhang zwischen den Artenzahlen und der Abundanz der Hummeln auf den Untersuchungsflächen und den Landschaftsparemtern (vgl. Anhang Tabelle V). Kein Einzelfaktor konnte die Diversität der Hummelgemeinschaften oder die Abundanz bestimmter funktionaler Gruppen erklären. Eine Übereinstimmung bestand zwischen dem Deckungsgrad blühender Trachtpflanzenarten (BD) und der Individuenzahl (N) der Hummeln (Abbildung 86). Dieser Effekt war in der Eifel ( $R = 0,619$ ) deutlicher zu erkennen als im Süderbergland ( $R = 0,581$ ). Die Trennung in Nahbereichs- und Distanzsammler zeigte, dass dieser Effekt insbesondere auf die höhere Individuenzahl der Distanzsammler auf den Untersuchungsflächen mit einem höheren Trachtpflanzenangebot zurückzuführen war (Eifel:  $R = 0,588$ ; SÜBL:  $R = 0,529$ ). Die quantitative Verfügbarkeit von Blütenressourcen wirkte sich damit stärker auf den Individuenreichtum aus als die Artenzahl von Blütenpflanzen (Eifel:  $R = -0,28$ ; SÜBL:  $R = 0,01$ ).

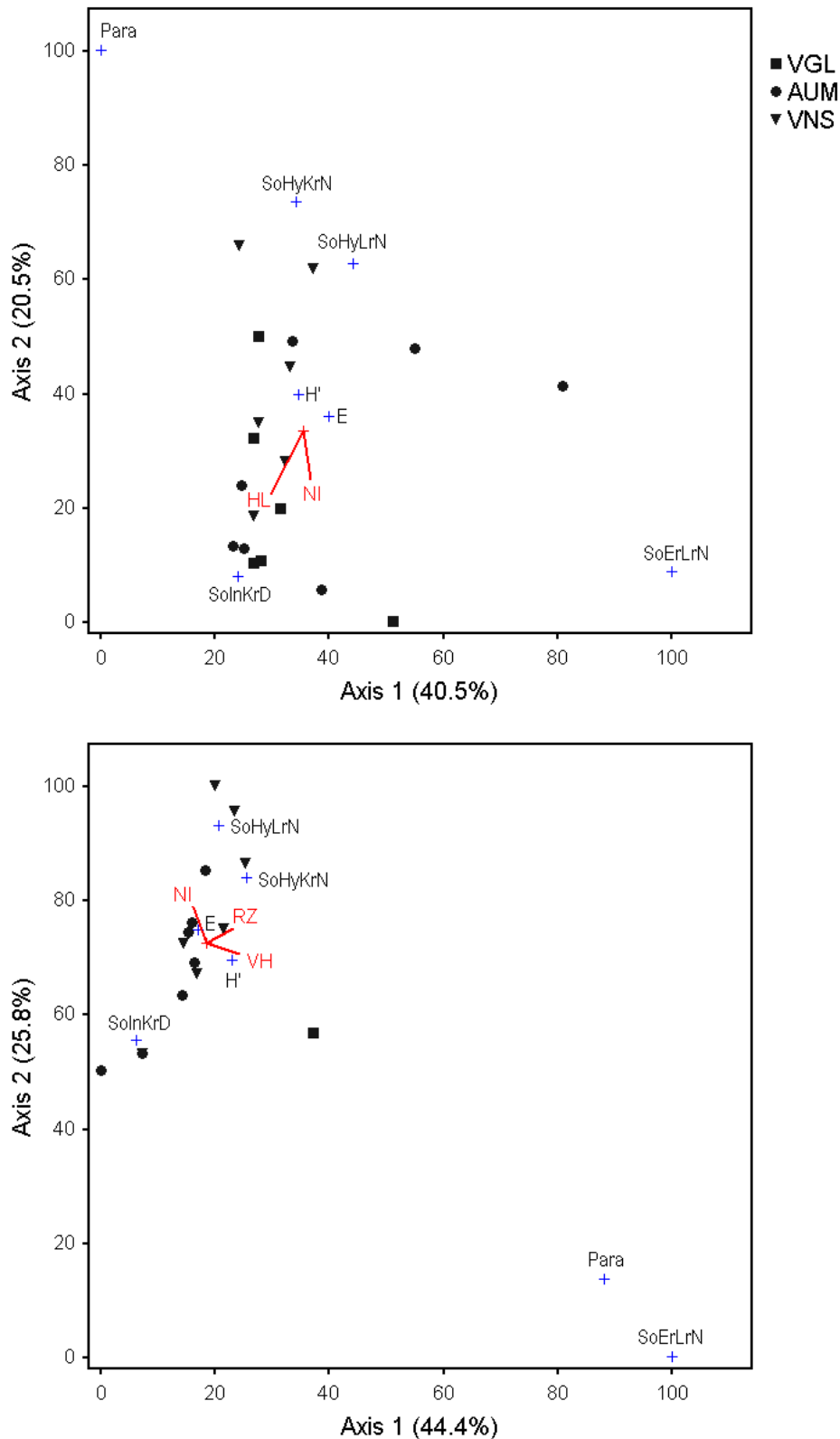
Als standardisierte Maßzahl für die Form der Untersuchungsflächen dient der Shape Index (SI). Die Korrelationsanalyse zeigt jedoch, dass die Diversität der Hummelzönonen von diesem Formmaß unabhängig war (Eifel:  $R = 0,004$ ; SÜBL:  $R = 0,478$ ). Auch die Einbeziehung des Biotopwertes und des HNV Index lieferte keine Erklärung für die Diversität der Hummelgemeinschaften auf den Untersuchungsflächen (Abbildung 86).

Die multivariate Analyse der Daten zeigt weitere Koinzidenzen auf. Die ersten beiden Achsen der Ordination (CCA) der Parameter auf der Feldskala erklären 61,0 % (Eifel) bzw. 70,2 % (Süderbergland) der Variation der funktionalen Parameter der Hummelgemeinschaften (Abbildung 87). Sie zeigt, dass die Nutzungsintensität (NI) in beiden Landschaftsräumen eine zentrale Rolle für die Komposition der Hummelgemeinschaften spielte, indem sie der Diversität ( $H'$ ) direkt entgegenstand.

Auf den Untersuchungsflächen der Eifel bestanden weitere Koinzidenzen mit der Höhenlage (HL) sowie im Süderbergland mit der Vegetationshöhe (VH) und der Reaktionszahl (RZ).



**Abbildung 86:** Blütendichte in Relation zur Individuenzahl der A: Hummeln in der Eifel (Korrelationskoeffizient  $R = 0,619$ ) und dem Süderbergland ( $R = 0,581$ ), B: Distanzsammler in der Eifel ( $R = 0,588$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,529$ ) sowie C: Nahbereichssammler in der Eifel ( $R = 0,337$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,456$ ). Shannon Diversität in Relation zum D: Shape Index in der Eifel ( $R = 0,004$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,478$ ), E: Biotopwert in der Eifel ( $R = 0,061$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,010$ ) sowie F: HNV Index in der Eifel ( $R = 0,232$ ) und dem SÜBL ( $R = 0,060$ ). Die detaillierten Ergebnisse der Regressionsanalysen sind in Tabelle VI.II (Anhang S. XXIV) dargestellt.

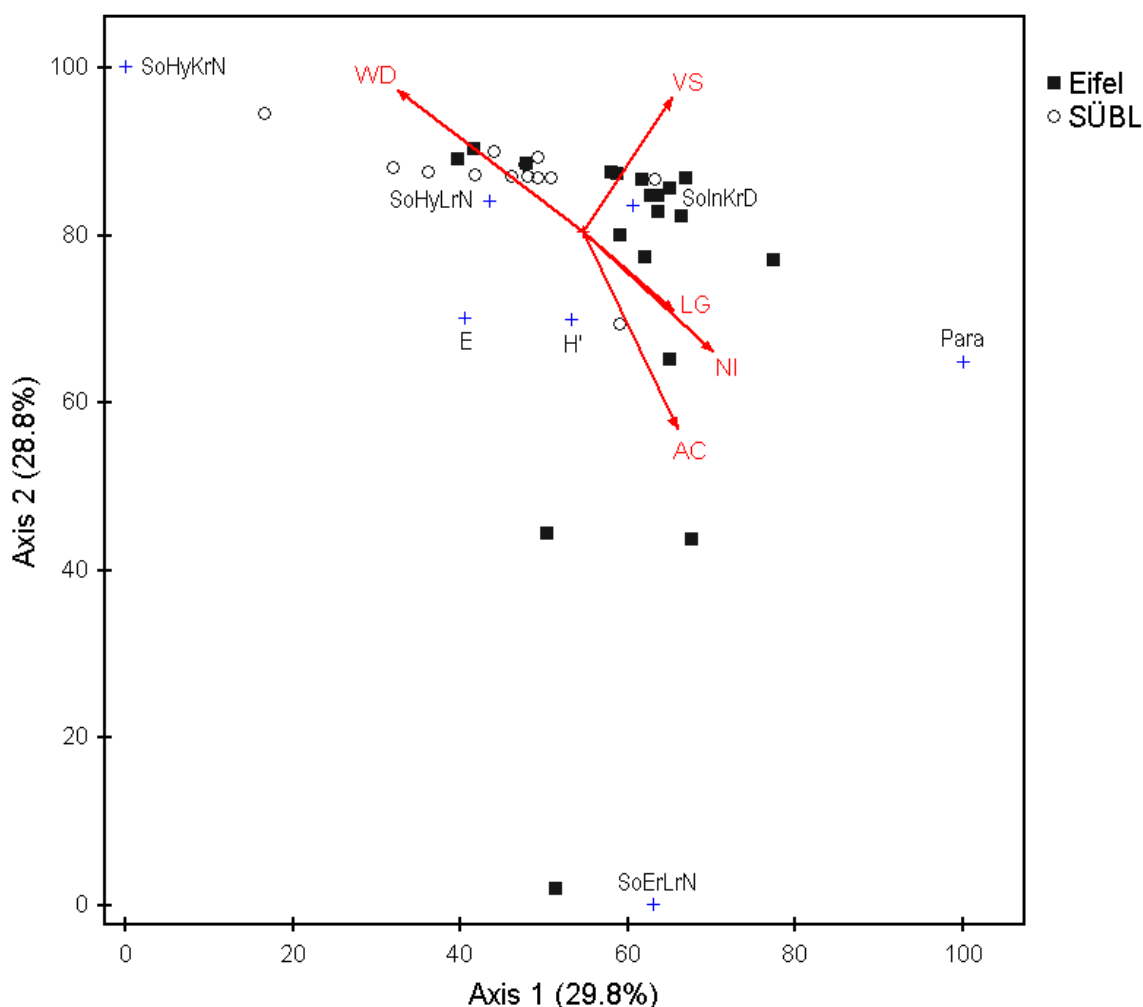


**Abbildung 87:** Ordination (CCA) der funktionalen Diversität (H'), Evenness (E) sowie funktionalen Gruppen der Hummeln (s. Tabelle 13, S. 69) und der Landschaftsparameter auf der Feldskala (rote Vektoren) in der Eifel (oben) und dem Süderbergland (unten), BD = Blütendichte, EXP = Exposition, FZ = Feuchtezahl, HL = Höhenlage, HN = Hangneigung, NI = Nutzungsintensität, RZ = Reaktionszahl, SI = Shape Index, VH = Vegetationshöhe.



### 4.2.2 Koinzidenzen auf der Habitatskala

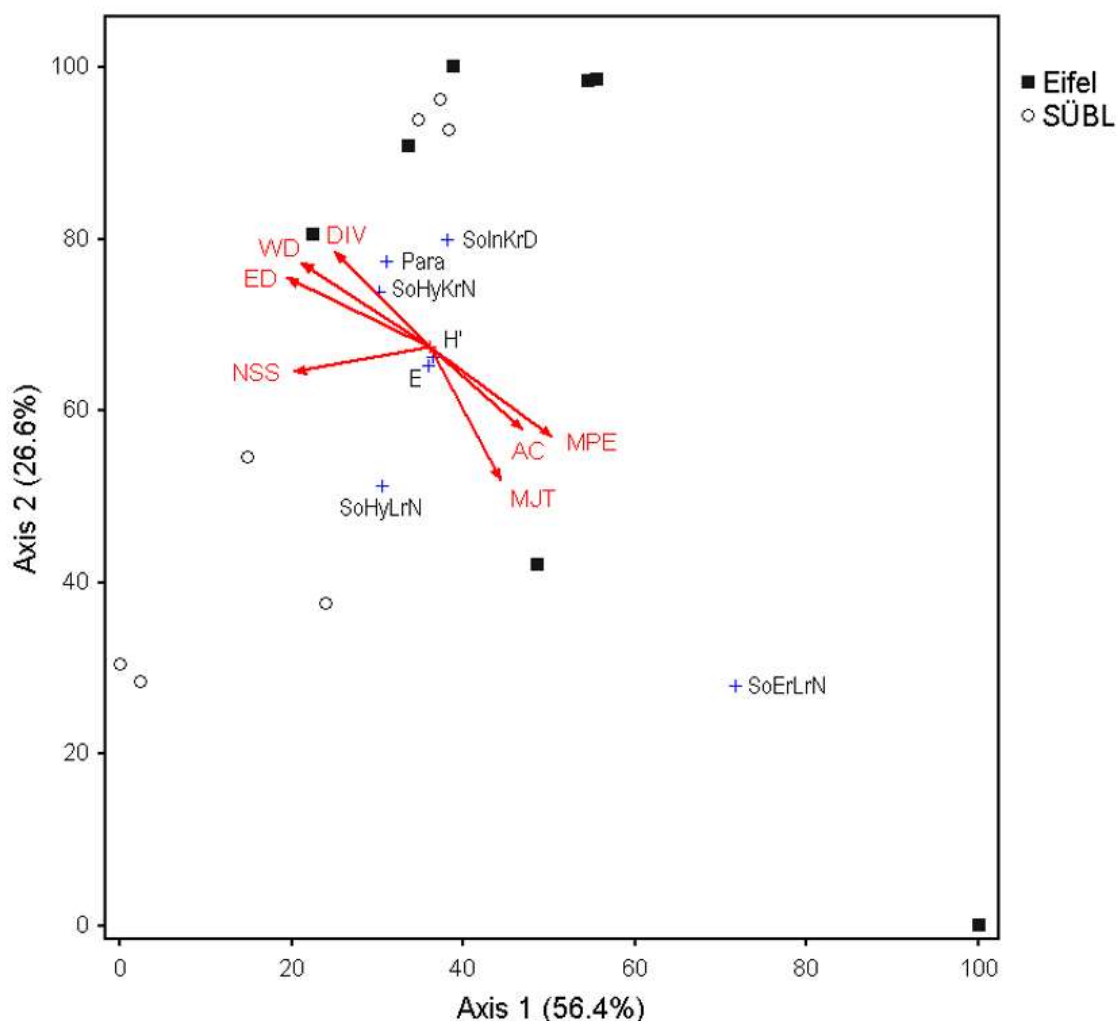
Die ersten beiden Achsen der Ordination (CCA) der Parameter auf der Habitatskala erklären 58,6 % der Variation der funktionalen Parameter der Hummelgemeinschaften (Abbildung 88). Wärmeliebende Hummelarten (SoErLrN) kamen verstärkt in den ackerreichen Untersuchungsgebieten (AC) vor. In Richtung dieser funktionalen Gruppe orientierten sich auch die funktionale Diversität und Evenness. Feuchtigkeitsliebende Arten (SoHyKrN, SoHyLrN) waren in den walddreicheren Gebieten (WD) häufiger. Parasiten (Para) waren in reich strukturierten (MSI) Gebieten häufiger. Die distanzsammelnden Hummelarten (SolnKrD) verhielten sich indifferent gegenüber bestimmten Landschaftsmerkmalen.



**Abbildung 88:** Ordination (CCA) der funktionalen Diversität ( $H'$ ), Evenness (E) sowie funktionalen Gruppen der Hummeln (s. Tabelle 13, S. 69) und der Landschaftsparameter auf der Habitatskala (rote Vektoren: AC = Ackerfläche, WD = Waldfläche, VS = versiegelte Fläche, MSI = Mean Shape Index, NI = Nutzungsintensität).

### 4.2.3 Koinzidenzen auf der Landschaftsskala

Die ersten beiden Achsen der Ordination (CCA) der Parameter auf der Landschaftsskala erklären 83,0 % der Variation der funktionalen Parameter der Hummelgemeinschaften (Abbildung 89). Wärmeliebende Hummelarten (SoErLrN) waren in den durch großflächige (MPAR) Ackerflächen (AC) und eine hohe mittlere Jahrestemperatur (MJT) geprägten Untersuchungsgebieten verbreitet. Kurzrüsselige Hummelarten (SoHyKrN, SolnKrD) und Parasiten (Para) waren stärker in diversen (DIV), waldreicheren (WD) Gebieten vertreten. Die funktionale Diversität (H') und Evenness (E) der Hummelgemeinschaften zeigte leicht in Richtung der Untersuchungsgebiete mit höheren Jahresmitteltemperaturen (MJT).



**Abbildung 89:** Ordination (CCA) der funktionalen Diversität (H'), Evenness (E) sowie funktionalen Gruppen der Hummeln (s. Tabelle 13, S. 69) und der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala (rote Vektoren: AC = Ackerfläche, WD = Waldfläche, DIV = Landscape diversity, ED = Edge density, MPE = Mean Patch Edge, MPAR = Mean Perimeter-Area Ratio, MJT = mittlere Jahrestemperatur, NSS = jährliche Niederschlagssumme).

## 5 Diskussion

### 5.1 Faunistische Ausprägung der Wirbellosengemeinschaften

#### 5.1.1 Ausprägung der Heuschreckengemeinschaften

Die Heuschreckengemeinschaften der Untersuchungsgebiete in der Eifel und dem Süderbergland setzten sich aus 19 Arten (7 Ensifera, 12 Caelifera) zusammen. Dies entspricht 23 % der in Deutschland (40 Ensifera, 44 Caelifera; MAAS et al. 2002) und 41 % der in Nordrhein-Westfalen (46 Arten; VOLPERS et al. 2010) nachgewiesenen Arten. Getrennt nach den Landschaftsräumen wurden in der Eifel 40 % (14 von 35 Arten) und im Süderbergland 35 % (13 von 37 Arten) der regional bekannten Heuschreckenfauna erfasst (vgl. VOLPERS et al. 2010).

Extrem wärme- (z.B. *Myrmeleotettix maculatus*) oder feuchtigkeitsliebende Arten (z.B. *Stethophyma grossum*) sowie Bewohner des Tieflandes (z.B. *Chorthippus mollis*) waren auf den Untersuchungsflächen nicht zu erwarten (DETZEL 1998, VOLPERS et al. 2010, PFEIFER et al. 2011). Das Artenspektrum entspricht damit den Erwartungen für mesotrophes Grünland im Bergland und deckt sich mit den Ergebnissen weiterer Studien in der Eifel, ausgenommen sehr seltener Heuschreckenarten wie *Decticus verrucivorus* (Warzenbeißer) oder *Stenobothrus stigmaticus* (Kleiner Heidegrashüpfer), welche beispielsweise im Nationalpark Eifel vorkommen (LENNARTZ 2002, LENNARTZ et al. 2006, BOLLER & SCHINDLER 2013). Auch in Mittelgebirgslagen außerhalb Nordrhein-Westfalens, etwa in Hessen, Thüringen und Sachsen, findet sich eine ähnliche Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften (BORNHOLDT et al. 2000, BRETTFELD 2001, KÖHLER & RENKER 2004, HACHMÖLLER et al. 2010). Im Vergleich zu den Ergebnissen von BRETTFELD (2001) aus Thüringen und von BORNHOLDT et al. (2000) aus der Rhön, welche auf Bergwiesen nur sechs Arten vorfanden, können die in der vorliegenden Studie nachgewiesenen Heuschreckengemeinschaften als „artenreich“ eingestuft werden.

Die in den Bergwiesen Thüringens und Sachsens abundanten Beißschreckenarten *Metrioptera bicolor* (Zweifarbige Beißschrecke) und *Metrioptera brachyptera* (Kurzflügelige Beißschrecke) wurden jedoch nur in einem Untersuchungsgebiet (Eifel, Kronert) nachgewiesen (BRETTFELD 2001, HACHMÖLLER et al. 2010). Obwohl beide Arten in der Eifel regelmäßig vorzufinden sind (INGRISCH 1984, LENNARTZ 2002, VOLPERS et al. 2010), wurden auch bei Untersuchungen im Nationalpark Eifel nur einzelne Exemplare von *Metrioptera bicolor* erfasst (BOLLER & SCHINDLER 2013). Das dominante Vorkommen der Schwesternart *Metrioptera roeselii* (Roesels Beißschrecke) kann zu interspe-

zifischer Konkurrenz führen (INGRISCH 1984). *Met. roeselii* war die dominanteste Langfühlerschreckenart auf den Untersuchungsflächen. Sie hat sich in der Eifel in den letzten zwei Jahrzehnten deutlich ausgebreitet (DALBECK 2011) und ist auch in Südwestfalen häufig (PONIATOWSKI & FARTMANN 2005). Das stete Vorkommen von *Met. roeselii* lässt sich unter anderem auf das Ausbreitungsverhalten zurückführen, wobei sie effektiv Gräben und Seitenstreifen entlang von Straßen als Korridore nutzt (BERGGREN et al. 2002).

Auffällig ist, dass *Tettigonia cantans* (Zwitscherschrecke), die in weiten Teilen Mitteleuropas vikariierend mit *Tettigonia viridissima* (Grünes Heupferd) auftritt (INGRISCH 1984), auf den Untersuchungsflächen nicht vorkam. Aufgrund des höheren Feuchtigkeitsbedarfs ihrer Eier ist sie in Feuchtwiesen Norddeutschlands sowie im Bergland Süddeutschlands verbreitet (HORSTKOTTE et al. 1994). In Ostwestfalen ersetzt *Tettigonia cantans* mit zunehmender Höhenlage ihre Schwesterart *Tettigonia viridissima* (PONIATOWSKI & FARTMANN 2006), die in den montanen Lagen Thüringens völlig fehlt (BRETTFELD 2001, KÖHLER & RENKER 2004). Innerhalb Deutschlands wird *Tettigonia cantans* nach Westen hin seltener (MAAS et al. 2002, VOLPERS et al. 1999). In der Eifel fehlt sie (INGRISCH 1984). Auch auf den Untersuchungsflächen im Süderbergland konnte *Tettigonia cantans* nicht nachgewiesen werden. Die nächsten bekannten Vorkommen der im Süderbergland ungefährdeten Art liegen im Bergischen Kreis und in Siegen-Wittgenstein (VOLPERS et al. 2010).

Eine Besonderheit in den Untersuchungsgebieten der Eifel ist der Fund des in Nordrhein-Westfalen nur vereinzelt vorkommenden und gefährdeten *Stenobothrus lineatus* (Heidegrashüpfer). Er wurde in den Gebieten Kronert und Tötschberg auf allen Untersuchungsflächen nachgewiesen. Beiden Gebieten sind die vorherrschenden flachgründigen Böden gemeinsam, auf welchen sich eine meist lückige, niedrigwüchsige Vegetation entwickelt, die ein optimales Habitat für die wärmeliebende Art *St. lineatus* darstellt (PFEIFER et al. 2011). Da sie sich ausschließlich über solche geeigneten Habitate verbreitet und zudem flugunfähig ist, ist sie in ihrem Ausbreitungsverhalten eingeschränkt (KNOP et al. 2011).

Bemerkenswert ist der Nachweis von *Chorthippus dorsatus* (Wiesengrashüpfer). Diese Art gilt in der nordrhein-westfälischen Eifel als ausgestorben und wurde auf der VNS-Fläche im Gebiet Michelsbach aufgefunden. Die Habitateigenschaften des Gebietes decken sich mit Angaben von PFEIFER et al. (2011), nach denen sich *Ch. dorsatus* meist an wechselfeuchten, extensiv genutzten Standorten findet. Während die in Deutschland häufige und ungefährdete Art (MAAS et al. 2002) in Nordrhein-Westfa-

len als gefährdet eingestuft wird (VOLPERS et al. 2010), gilt ihr Bestand im angrenzenden Rheinland Pfalz als ungefährdet (PFEIFER et al. 2011). Bekannte Vorkommen in der rheinland-pfälzischen Eifel liegen auf dem Bausenberg bei Niederzissen (INGRISCH 1984, MÜLLER & SCHRÖDER 2003) und im Raum Prüm (WEITZEL 1984).

Im Süderbergland ist das Auftreten von *Chorthippus albomarginatus* (Weißrandiger Grashüpfer) bemerkenswert, der dort als gefährdet eingestuft wird (VOLPERS et al. 2010). *Ch. albomarginatus* ist vorwiegend im nördlichen Flachland Nordrhein-Westfalens verbreitet, im Bergland äußerst selten und aus der Eifel nicht bekannt (VOLPERS et al. 2009). Generell wird die in Norddeutschland häufige Art nach Süden hin seltener (BELLMANN 1993). Das Vorkommen von *Ch. albomarginatus* wird vermutlich durch Feuchtigkeit begünstigt (PFEIFER et al. 2011). Dies könnte das Auftreten von *Ch. albomarginatus* auf der VGL-Fläche im Gebiet Wenden erklären, welche an ihrem südöstlichen Rand eine staunasse Stelle aufweist. Zu den anderen beiden Fundorten (Heischeid, AUM; Huster Bruch, VGL) können jedoch keine Aussagen gemacht werden, da die Bodenfeuchte im Rahmen dieser Studie nicht gemessen wurde.

Auffällig ist auch das stete Vorkommen von *Chrysochraon dispar* (Große Goldschrecke) in nahezu allen Untersuchungsgebieten. *Chr. dispar* ist landesweit gefährdet (VOLPERS et al. 1999) und besiedelt vorwiegend frisch-feuchte Wiesen (INGRISCH 1984, LENNARTZ et al. 2006). FRONEK (1997) beschreibt jedoch, dass die Bindung an hochwüchsige vertikale Strukturen vorrangig vor der Feuchtebindung ist. Auch bei den Erfassungen für diese Studie wurde *Chr. dispar* vorwiegend im Bereich von ungemähten Randstrukturen erfasst. Diese Strukturen bedingen jedoch auch immer ein feuchteres und kühleres Mikroklima als regelmäßig gemähte Bereiche (vgl. Kapitel 5.2). Während für die Eifel ein Schwerpunktorkommen bekannt ist, kommt diese Art im Süderbergland laut VOLPERS (2010) nur vereinzelt vor. PORTIG et al. (2010) berichten jedoch von einem steten Vorkommen von *Chr. dispar* im angrenzenden Siegerland. Die Autoren zählen sie aufgrund ähnlicher Entwicklungen im Westerwald zu den klimabegünstigten Arten.

In einigen Untersuchungsgebieten wurde *Omocestus viridulus* (Bunter Grashüpfer), eine typische Art der Bergwiesen, nachgewiesen. Sie gehört in Mittelgebirgslagen über 400 m ü.NN zu den häufigsten Kurzfühlerschreckenarten (BELLMANN 1993, BORNHOLDT 2000, ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW 2012). Dieser Verbreitungsschwerpunkt ist vor allem auf den Niederschlagsreichtum der Hochlagen zurückzuführen, da ihre Eier nur eine geringe Trockenresistenz aufweisen (DETZEL 1998). Während *Omocestus viridulus* im kontinental geprägten Klima auf feuchte Wiesen beschränkt ist (FRONEK

1997), ermöglicht das atlantisch geprägte Klima der Eifel sein steteres Vorkommen auch auf trockeneren Standorten (INGRISCH 1984).

Die im Süderbergland nochmal deutlich höheren Niederschläge (1100 - 1300 mm) als in der Eifel (800 - 900 mm; vgl. Kapitel 2.1.4) bedingen, dass hier der Anteil wärmeliebender Arten geringer und der Anteil feuchtigkeitsliebender Arten generell größer ist.

### 5.1.2 Ausprägung der Hummelgemeinschaften

Die Hummelgemeinschaften der Untersuchungsgebiete in der Eifel und dem Süderbergland setzten sich aus 16 Arten zusammen. Das entspricht 42 % der Hummelarten Deutschlands ( $n = 38$ ; vgl. WESTRICH et al. 2011) und 67 % der Hummelfauna Nordrhein-Westfalens ( $n = 24$ ). Getrennt nach den Landschaftsräumen wurden in der Eifel 71 % (15 von 21 Arten) und im Süderbergland 40 % (8 von 20 Arten) der regional bekannten Hummelfauna erfasst (vgl. ESSER et al. 2010).

In verschiedenen Arbeiten wird gezeigt, dass die Artenvielfalt von Hummeln im Süderbergland gegenüber der Eifel wesentlich geringer ist. In der Roten Liste der Wildbienen in Nordrhein-Westfalen werden für das Süderbergland lediglich 9 Hummelarten als nicht gefährdet eingestuft (ESSER et al. 2010). Schon WOLF (1985) spricht von einer auffälligen Verschiebung des Artenspektrums der Hummeln seit dem 2. Weltkrieg in dieser Region. Insbesondere Arten halboffener Landschaften seien vielfach ausgestorben, so dass größtenteils nur reine Waldbewohner übriggeblieben seien. Neben allgemeinen Faktoren für den Rückgang der Hummeln, wie Intensivierung der Landwirtschaft, führt er den Rückgang der Haubergswirtschaft und damit des Offenlandes im Sieger- und Sauerland an. Arten des offenen Geländes und der Trockenrasen habe es in dieser Region nie gegeben.

Auf den Untersuchungsflächen im Süderbergland fehlten Schmarotzerhummeln wie *B. bohemicus*, *B. campestris*, *B. norvegicus* und *B. rupestris*. Die Abundanz der Schmarotzerhummeln hängt unmittelbar vom Vorkommen ihrer jeweiligen Wirtsart ab (z.B. MÜLLER et al. 1997) und zeugt von deren stabiler Population (SCHMID-EGGER et al. 1995). Verminderungen der Bestandsdichte setzen zuerst bei den parasitierenden Arten an (WOLF 1985). Die Ursache für das Ausbleiben der Parasiten ist somit in den deutlich geringeren Individuenzahlen im Süderbergland zu sehen, welche eine geringe Dichte an Wirtsnestern vermuten lassen. Das Artenpotential für Hummeln ist im Vergleich zu anderen Gebieten Nordrhein-Westfalens folglich als niedriger einzustufen, auch wenn der Bearbeitungsstand für das Süderbergland als lückenhaft gelten muss. Neben den von WOLF (1985) beschriebenen Faktoren (s.o.) könnten sich auch die höheren Niederschläge (vgl. Kapitel 2.1.4) im Süderbergland auf die Diversität von Hummeln auswirken.

Beim Vergleich beider Landschaftsräume fällt auf, dass *B. pascuorum* im Süderbergland deutlich häufiger auftrat als die in der Eifel am zweitstärksten vertretene Art *B. lapidarius*. *B. lucorum* war hingegen in beiden Landschaftsräumen am individuenstärksten vertreten. Alle drei Arten sind Ubiquisten, die innerhalb Deutschlands keine Verbreitungsgrenze aufweisen und von der Ebene bis in höhere Lagen der Mittelgebirge vorkommen (WESTRICH 1989). *B. lapidarius* und *B. lucorum* sind im Gegensatz zu *B. pascuorum* jedoch Distanzsammler, die weniger stark von Habitatänderungen im Umfeld ihres Niststandortes betroffen sind und daher in ihrer Dominanz zunehmen (BOMMARCO et al. 2011). Doch auch WOLF (1985) beschreibt die Unterschiede in der Dominanz der Arten in Südwestfalen. Er zählt *B. pascuorum* zu den Arten der lichten Wälder und Parks, die in ihrem Bestand stabil sind und *B. lapidarius* zu den Arten der Waldränder bis zum offenen Gelände, die im Rückgang begriffen sind. Neuere Studien belegen diese Dominanzverhältnisse in Südwestfalen ebenfalls. So bleibt *B. lapidarius* auf Windwurfflächen im Sauerland völlig aus (FUHRMANN 2009), während *B. pascuorum* auf Springkrautbeständen an der mittleren Ruhr bei Arnsberg gar die häufigste Hummelart ist (FELDMANN 1995). Durch die Dominanzverschiebung dieser beiden Arten erklärt sich der deutlich niedrigere Anteil der Distanzsammler im Süderbergland gegenüber der Eifel. Ursachen für Unterschiede in der Häufigkeitsverteilung zwischen Nahbereichs- und Distanzsammlern werden in Kapitel 5.2.2 diskutiert.

Im Vergleich zum Süderbergland wurden auf den Grünlandflächen in der Eifel deutlich mehr Hummelarten erfasst. Allerdings ist dieser Wert zu relativieren, da aus Untersuchungen in der nordrhein-westfälischen Eifel (MAUSS & SCHINDLER 2002, BOLLER & SCHINDLER 2013) und der Vulkaneifel (CÖLLN & JAKUBZIG 2016) noch artenreichere Hummelgemeinschaften bekannt sind. Unter anderem fehlte auf den Untersuchungsflächen die im linksrheinischen Mittelgebirge verbreitete und oftmals in der Eifel nachgewiesene Art *B. soroensis* (SCHMID-EGGER et al. 1995, MAUSS & SCHINDLER 2002, ESSER 2010). Nachweise von *B. soroensis* liegen aus dem Siegerland (FUHRMANN 2010) und aus der Vulkaneifel vor (CÖLLN & JAKUBZIG 2016), wobei sie auch dort nur in geringen Individuenzahlen auftritt (z.B. FUHRMANN 2010). Demgegenüber ist *B. soroensis* in Gebieten mit einer sehr extensiven, wenig mechanisierten Landwirtschaft, wie dem Tatra-Gebirge in Polen, eine der häufigsten Hummelarten (GOULSON et al. 2008b).

Faunistisch bemerkenswert sind die Vorkommen von *B. humilis*, *B. ruderarius*, *B. sylvarum* und *B. veteranus*. Diese ehemals häufigen Arten sind im Zuge der Intensivierung der Landnutzung besonders stark zurückgegangen (BOMMARCO et al. 2011, BIESMEIJER et al. 2006). Sie sind Nahbereichssammler und leiden daher in besonderem Maße von der räumlichen Trennung verbleibender Nistplätze und Blütenressourcen

(WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b). CONNOP et al. (2011) ermittelten mittlere Sammelflugdistanzen von 475 m für *B. humilis* und von lediglich 231 m für *B. sylvarum*. Beide Arten haben eine lange Proboscis und können deshalb Pflanzen mit einer tiefen Corolla, wie Leguminosen, als Nektarquelle nutzen (GOULSON et al. 2008b). In gedüngten, grasdominierten Silagewiesen ist der Leguminosenanteil jedoch aufgrund der häufigen und frühen Mahd oftmals gering (BOMMARCO et al. 2011). Insbesondere während der sensiblen Nestgründungsphase im Frühjahr ist das Angebot an Leguminosenpollen stark eingeschränkt, so dass die Volksentwicklung beeinträchtigt ist (VON HAGEN & EICHHORN 2003).

In der Eifel wurde *B. humilis* auf der AUM-Fläche am Junkerberg bei Blankenheim nachgewiesen. Sie gilt dort als vom Aussterben bedroht (ESSER et al. 2010). Aus dem rheinland-pfälzischen Teil der Eifel ist ein Vorkommen in der Gemeinde Stadtkyll aus dem Jahr 1992 bekannt. Nach der nunmehr 20 Jahre alten Roten Liste gilt die Art in Rheinland-Pfalz als gefährdet (SCHMID-EGGER et al. 1995). *B. humilis* wird bevorzugt in trockenwarmen Lagen angetroffen (SCHMID-EGGER et al. 1995) und legt ihre Nester vor allem oberirdisch unter Grasbüscheln oder Moos an (WESTRICH 1989, VON HAGEN & EICHHORN 2003). Dadurch werden die Nester häufig bei der Heuernte ausgemäht. Zur ungestörten Entwicklung benötigt sie daher einschürige Wiesen oder ungemähte Feldränder (WESTRICH 1989). *B. humilis* dringt in arealgeographischer Hinsicht am weitesten in den südeuropäischen Bereich vor, während alle anderen Hummelarten euro-sibirisch verbreitet sind (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

Im Süderbergland gilt *B. sylvarum* als vom Aussterben bedroht (ESSER et al. 2010) und wurde auf der VNS-Fläche im Gebiet Mittelagger nachgewiesen. In der Eifel gilt sie als gefährdet und wurde in den Gebieten Junkerberg und Kronert nachgewiesen. In Rheinland-Pfalz beschränkt sich diese Art auf warme Gebiete (SCHMID-EGGER et al. 1995) und ist in Baden-Württemberg hauptsächlich in niedrigeren Höhenlagen verbreitet (WESTRICH 1989). Bei dem Gebiet Mittelagger handelt es sich um das am tiefsten gelegene (240 m ü.NN) und damit wohl auch wärmste der Untersuchungsgebiete im Süderbergland sowie das einzige, welches eine VNS-Fläche beinhaltet.

Die gefährdete *B. ruderarius* (Junkerberg, Kronert, Tötschberg, Berg) und stark gefährdete *B. veteranus* (Junkerberg) wurden in der Eifel nachgewiesen. Beide Arten sind ebenfalls durch Intensivierung bedroht, da wichtige Nistplätze (Böschungen, Feldraine) wegfallen (SCHMID-EGGER et al. 1995). Bei *B. ruderarius* handelt es sich zudem um eine euryök-eremophile Art, die aufgrund ihres hohen Wärmeanspruchs meist auf Höhenlagen unter 500 m ü.NN beschränkt ist (WESTRICH 1989).

Eine faunistische Besonderheit unter den Sozialparasiten ist das Auftreten von *B. barbuteus* (Bärtige Schmarotzerhummel). Die Art gilt in Nordrhein-Westfalen sowie der



Eifel als vom Aussterben bedroht und im Süderbergland gar als ausgestorben (ESSER et al. 2009). Dennoch wurde diese Art sowohl im Süderbergland (Windhagen, VGL) als auch in der Eifel (Michelsbach, Junkerberg, Karolinenhof) erfasst. Ihre Wirtsart *B. hortorum* (Gartenhummel) kam in ähnlichen Dichten wie auf diesen Untersuchungsflächen auch in weiteren Untersuchungsgebieten vor.

## 5.2 Biozönologie der Wirbellosengemeinschaften

### 5.2.1 Biozönologie der Heuschreckengemeinschaften

Die Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften auf den Untersuchungsflächen wird, neben der naturräumlichen Verbreitung der Arten (vgl. Kapitel 5.1.1), durch die Habitatbedingungen beeinflusst (JONAS et al. 2002, SCHAFFERS et al. 2008, HAO et al. 2015). Entscheidende Faktoren für die Diversität der Heuschrecken sind das Mikroklima, das Nahrungsangebot und die Verfügbarkeit von Eiablagesubstraten (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Diese hängen mit der Vegetationsstruktur, welche neben den abiotischen Standortfaktoren maßgeblich durch die Mahdfrequenz und Düngungsintensität gesteuert wird, zusammen (INGRISCH & KÖHLER 1998). Die Bewirtschaftung des Grünlandes wirkt sich zudem direkt auf die Heuschreckenindividuen aus (MATTES 1997). Darüber hinaus spielt die Landschaftsstruktur bei der Zusammensetzung der Heuschreckengemeinschaften eine Rolle (FISCHER et al. 2016).

#### Mikroklima

Unter den Wirbellosen wird insbesondere die Habitatbindung der Heuschrecken stark durch das Mikroklima beeinflusst (z.B. JAKOLEV 1959, BRUCKHAUS & DETZEL 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998). Dabei ist der Grad der Spezialisierung meist von der Trockenheitsresistenz bzw. dem Feuchtebedarf der Eistadien abhängig. Da diese nicht auf Veränderungen mit einem Ortswechsel reagieren können, handelt es sich hierbei um das sensibelste Entwicklungsstadium (FISCHER et al. 2016).

Die Ergebnisse auf der Habitat- und Landschaftsskala zeigen, dass die Diversität der Heuschrecken in den Gebieten mit den höchsten Temperaturen im Jahresmittel, welche sich bereits am Übergang vom Mittelgebirge zur Börde befinden und durch stärkere Ackernutzung geprägt sind, höher ist. Zu den mesophilen Arten, welche in den (stärker wald- und grünlandgeprägten) Mittelgebirgslagen stetig verbreitet sind, gesellen sich hier thermophile Arten.

Auf der Feldskala ist eine Artverschiebung hin zu wärmeliebenden Arten, wie *Chorthippus brunneus* und *Stenobothrus lineatus*, die überwiegend schwachwüchsige, wärmebegünstigte Standorte mit Offenbodenstellen zur Eiablage besiedeln (DETZEL 1998), ausschließlich in den Untersuchungsgebieten Kronert und Tötschberg einhergehend mit der Extensivierung zu beobachten. Diese beiden Gebiete sind durch magerere, flachgründige Böden gekennzeichnet.

Darüber hinaus sind die Unterschiede in den Heuschreckengemeinschaften der Untersuchungsflächen hinsichtlich der mikroklimatischen Ansprüche zwischen den Bewirtschaftungsvarianten jedoch gering. Auf allen Untersuchungsflächen war der Anteil

mesophiler Heuschreckenarten wie *Chorthippus parallelus* und *Chorthippus biguttulus* am größten. Die übermäßige Dominanz von *Ch. parallelus* ist allgemein bekannt (DETZEL 1998; PFEIFER et al. 2011). Diese Art gehört zu den häufigsten und individuenreichsten Heuschreckenarten, da sie sehr unterschiedliche Biotoptypen besiedelt und eine hohe Vermehrungsrate aufweist (INGRISCH 1984, KRATOCHWIL 1989, KRONSHAGE 1997). *Ch. parallelus* tritt auch noch an intensiv genutzten Standorten auf, da er von der Mahd profitiert und Düngung besser verträgt als jede andere Heuschreckenart (LENNARTZ 2002, MARINI et al. 2008, PFEIFER et al. 2011). Sowohl die Standortbedingungen als auch die Bewirtschaftung der Untersuchungsflächen waren verhältnismäßig ähnlich, so dass kein Artwechsel zu beobachten war. Zudem gelten Heuschreckengemeinschaften grundsätzlich in ihrem Arteninventar als recht stabil (KRIEGBAUM & SCHLAPP 1994).

Zur Beurteilung von Maßnahmen sind Dichteänderungen wesentlich besser geeignet als das Artenspektrum (BEIL et al. 2010), da Änderungen in den Habitatbedingungen deutlich schneller an den Individuenzahlen sichtbar werden (SCHUCH et al. 2011). Im Hinblick darauf ist interessant, dass die Dominanz von *Ch. parallelus* auf den extensivierten Flächen geringer und die des selteneren und anspruchsvolleren *Ch. biguttulus* höher war als auf den Vergleichsflächen. *Ch. biguttulus* besiedelt zwar eine Vielzahl von Biotoptypen, bevorzugt aber halbtrockene Wiesen (PFEIFER et al. 2011). Diese Dominanzverschiebung fügt sich so in das Bild des zweiten biozönotischen Grundprinzips nach THIENEMANN (1939). Danach wird eine Biozönose ärmer an Arten, je mehr sich die Lebensbedingungen vom Optimum entfernen. Verbliebene Arten treten in höheren Individuendichten auf.

### Nahrungsangebot

Das Nahrungsangebot der Mittelgebirgswiesen ist für die Biotopbindung der Heuschrecken nur von untergeordneter Bedeutung (KRATOCHWIL 1989). Dennoch ist die trophische Stellung der Arten ausschlaggebend für deren Dominanz. Die großen, zoo- oder pantophagen Langfühlerschrecken weisen einen hohen Nahrungsbedarf auf und benötigen durch ihre räuberische Ernährungsweise viel Raum, was in einer niedrigen Individuendichte resultiert (BRUCKHAUS & DETZEL 1997). Die kleineren, phytophagen Kurzfühlerschrecken besitzen dagegen eine breite Nahrungsbasis und können daher deutlich größere Populationsdichten bilden (INGRISCH & KÖHLER 1998). Dies erklärt, dass die Langfühlerschrecken, wie der E/C Index zeigt, zwar auf den AUM- und VNS-Flächen zunehmend arten- und individuenreicher auftreten, ihre Individuenzahlen jedoch immer deutlich niedriger sind als die der Kurzfühlerschrecken.

Für Phytophage wird grundsätzlich angenommen, dass die Nahrungsqualität durch die Stickstoffversorgung limitiert wird (RITCHIE 2000), da der Stickstoffgehalt des Aufwuchses entscheidend für deren Wachstum ist (PENNING & SIMPSON 2008). Die Stickstoffversorgung in Blättern ist einerseits in gedüngten Beständen hoch (MINKENBERG & OTTENHEIM 1990) und andererseits in Leguminosen, da diese Stickstoff aus der Atmosphäre binden (RITCHIE & TILMANN 1995). Düngung erzeugt wiederum homogene Bestände, in welchen nur die Herbivoren der dominanten nitrophytischen Pflanzenarten vorkommen (MANNING et al. 2015). ROOT (1973) formuliert in der „Ressource concentration hypothesis“, dass homogene Pflanzenbestände ein individuenreiches Auftreten weniger phytophager Arten fördern. Dies wurde bestätigt durch die hohen Individuenzahlen von *Ch. parallelus* auf den VGL-Flächen und stimmt mit den Ergebnissen anderer Studien hinsichtlich intensiv genutzter Bestände überein (HUDEWENZ et al. 2012). MORETTI et al. (2013) konnten weiter zeigen, dass sich die funktionalen Merkmale bei hoher Bewirtschaftungsintensität zu geringer Mobilität und kleinen Mandibeln (z.B. *Ch. parallelus*) verschieben. Die Fitness phytophager Heuschrecken ist wiederum in floristisch diversen Beständen höher (UNSICKER 2010). Auf den AUM- und VNS-Flächen schien *Ch. biguttulus* daher konkurrenzstärker zu werden. Darüber hinaus kann sich interspezifische Konkurrenz unter phytophagen Insekten deutlich auf die Populationsdynamik auswirken (DENNO et al. 1995). Erst in stark unterschiedlichen Grünlandgesellschaften spielt die Populationsdichte nur noch eine untergeordnete Rolle für die Diversität der Heuschreckengemeinschaften (STONER & JOERN 2004). Die oben beschriebenen Dominanzverschiebungen von *Ch. biguttulus* und *Ch. parallelus* könnten somit nicht nur mikroklimatisch, sondern auch ernährungsphysiologisch bedingt sein.

Die "Ressource diversity hypothesis" nimmt an, die Artenzahl Phytophager steige mit der Zunahme an Nahrungsnischen (LAWTON 1983). Entsprechend beschreiben verschiedene Studien einen Zusammenhang zwischen der faunistischen und der floristischen Diversität (SIEMANN 1998, SCHERBER et al. 2006, 2010). Für Heuschrecken zeigt STECK (2008), dass die Diversität der Kurzfühlerschrecken in Europa mit der Pflanzenartenzahl des jeweiligen Landes korreliert. Auch auf lokaler Ebene werden Anstiege der Artenzahl (JERRENTROP et al. 2014) und der Abundanz der Heuschrecken (UNSICKER 2010) sowohl mit der floristischen als auch mit der funktionalen Diversität des Pflanzenbestandes (SPECHT et al. 2008) beobachtet. Andere Studien geben wiederum an, es bestehe kein Zusammenhang zwischen dem Pflanzenartenreichtum und der Diversität der Heuschrecken. KNOP et al. (2011) führen dies auf die polyphage Ernährungsweise der meisten Heuschreckenarten zurück. HUDEWENZ et al. (2012) schließen wiederum, der Effekt des Managements überwiege jenen der Pflanzendiversität. Die unterschiedlichen Ergebnisse lassen sich möglicherweise auch dadurch erklären,

dass sich der Effekt der Pflanzendiversität nach der Überschreitung eines Optimums umkehrt (SCHUCH et al. 2011). In der vorliegenden Studie wurden auf den AUM- und VNS-Flächen sowohl höhere Artenzahlen der Pflanzen als auch der Heuschrecken gegenüber den VGL-Flächen beobachtet. Ein Zusammenhang beider Parameter lässt sich statistisch jedoch nicht absichern (vgl. Anhang Tabelle IV). Der Indikatorgehalt der Pflanzendiversität kann auch von der Nutzungsintensität abhängen. So zeigen MANNING et al. (2015), dass die Pflanzendiversität nur bei niedriger Nutzungsintensität ein guter Indikator für die Multidiversität des Grünlandes ist, da die Assoziationen zwischen der Diversität floristischer und faunistischer Taxa mit der Intensivierung geschwächt werden. Dies würde erklären, dass trotz der vergleichsweise hohen floristischen und faunistischen Diversität der VNS-Flächen ein Zusammenhang beider Parameter über den Gradienten der untersuchten Bewirtschaftungsintensitäten nicht abbildbar ist. Der Indikationsgehalt sowohl des Biotopwertes als auch des HNV Index, welche beide auf floristischen Beobachtungen beruhen, ist deshalb für eine Einschätzung der Heuschreckendiversität ungeeignet. Die Übereinstimmung zwischen Pflanzenartenreichtum und Tierartenreichtum (ANTON 1991, GASTON 1992) besteht oftmals auch, da den Phytophagen Prädatoren und Parasiten folgen (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Die Pflanzendiversität könnte somit auch Prädatoren fördern, welche wiederum starken Einfluss auf die Heuschreckengemeinschaften ausüben (SCHMITZ 2001).

#### Verfügbarkeit an Eiablagesubstraten

Das Angebot spezifischer Eiablagesubstrate ist für eine erfolgreiche Reproduktion der Arten essentiell und bestimmt somit die Artenzusammensetzung. Unterschiede in der Artenzusammensetzung auf den Untersuchungsflächen zeigen sich insbesondere anhand der Langfühlerschrecken. Die berechneten E/C-Indizes belegen ein sowohl arten- als auch individuenreicheres Vorkommen der Langfühlerschrecken auf den AUM- und VNS-Flächen. Die Verteilung der Entwicklungsstadien der Langfühlerschrecken deutet darauf hin, dass AUM- und VNS-Flächen im Vergleich zu den VGL-Flächen öfter geeignete Reproduktionshabitate für Langfühlerschrecken darstellen. Auch in anderen Landschaftsräumen, wie den Alpen, kommen Langfühlerschrecken nur bei niedrigen Bewirtschaftungsintensitäten vor (MARINI et al. 2008). Die meisten Langfühlerschrecken nutzen Pflanzenstängel zur Eiablage (DETZEL 1992). Auf den Untersuchungsflächen zeigt sich ein Zusammenhang zwischen der Abundanz der Langfühlerschrecken und der Wuchshöhe des Pflanzenbestandes. Diese Arten reagieren sehr sensibel auf Mahd und nur ein später Mahdzeitpunkt gewährleistet das Vorhandensein geeigneter Strukturen zur Eiablage (FARTMANN & MATTES 1997). Allerdings können bei späterer Mahd die Eier pflanzenbrütender Arten durch das Abräumen des Mahdguts

entzogen werden (MATTES 1997, BEIL et al. 2010). Eine erfolgreiche Reproduktion kann somit oftmals nur auf ungemähten Flächen erfolgen (INGRISCH & KÖHLER 1998).

Pflanzenbrüter fanden sich zudem in Gebüschern oder Altgrasstreifen entlang der Flächen. Zwar setzten sich die Heuschreckengemeinschaften überwiegend aus Offenlandarten zusammen, bei Vorhandensein von Randstrukturen nutzen jedoch auch Gebüscharten - wie die Langfühlerschrecken *Leptophyes punctatissima*, *Pholidoptera griseoptera*, *Tettigonia viridissima* - die Wiesen als Nahrungshabitat (MARINI et al. 2008). *Meconema thalassinum* besiedelt meist Baumkronen, ist aber auch aufgrund ihrer guten Flugfähigkeit sehr mobil (DETZEL 1998). Auch unter den Kurzfühlerschrecken gibt es Arten wie *Chrysochroan dispar*, welche bevorzugt Saumstrukturen entlang der Wiesen besiedeln (vgl. Kapitel 5.1.1). Die Strukturvielfalt schafft vielfältigere Lebensbedingungen und ermöglicht eine höhere Artenvielfalt (TEWS et al. 2004). Dieser Sachverhalt liegt auch dem ersten biozönotischen Grundprinzip (THIENEMANN 1939), der „habitat diversity hypothesis“ (LACK 1976) sowie der "habitat heterogeneity hypothesis“ (DENNIS et al. 1998) zugrunde.

#### Einfluss von Mahd und Düngung auf die Heuschreckengemeinschaften

Untersuchungen zeigen, dass sowohl eine intensive Beweidung als auch Mahd die Diversität reduzieren (z.B. KRATOCHWIL 1989, DOLEK 1994, LENNARTZ 2002, MARINI et al. 2008, BRANSON & SWORD 2010, HUMBERT et al. 2010) und Düngung die Überlebensraten herabsetzt (EBELING et al. 2013). Die mehrfach jährlich genutzten AUM-Flächen waren bereits deutlich artenärmer als die einschürigen VNS-Flächen. Das nicht selektive Entfernen der Vegetation ändert schlagartig die Habitatbedingungen für Heuschrecken (MORRIS 1979, FARTMANN & MATTES 1997). Das Mikroklima ist verändert, Nahrungsressourcen knapp sowie der Schutz vor Prädatoren und Sonneneinstrahlung entfernt (WILLOTT 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998, GARDINER et al. 2002). Eine zunehmende Anzahl an Wiesenschnitten hat folglich gravierende Auswirkungen auf die Überlebensfähigkeit der Heuschrecken (MAAS et al. 2002). Mit jedem Wiesenschnitt erhöht sich zudem die Mortalitätsrate aufgrund von Verletzungen (MATTES 1997). Die Fähigkeit zur Flucht ist dabei sehr artspezifisch und abhängig von der Flugfähigkeit der Arten (BEIL et al. 2010). Nach der Mahd sinkt die Heuschreckendichte auf 1/10 des Ausgangsbestandes (LAUSSMANN 1999). Bei den Erfassungen zu der vorliegenden Studie fand sich auf frisch gemähten Wiesen oftmals kein einziges Individuum mehr.

Die Auswirkungen der Mahd auf Heuschrecken sind jedoch sehr artspezifisch (BORNHOLD et al. 2000). Anders als die meisten Langfühlerschrecken, welche nach einer Mahd keine geeigneten Habitatstrukturen mehr vorfinden, werden für viele Kurzfühler-

schrecken erst präferierte Raumstrukturen mit den oben beschriebenen, entsprechenden mikroklimatischen Verhältnissen geschaffen (DETZEL 1991, FRICKE & VON NORDHEIM 1992, FARTMANN & MATTES 1997). Für bodenbrütende Heuschreckenarten haben offene Bodenstellen eine hohe Relevanz als Eiablageplatz (INGRISCH & KÖHLER 1998, DETZEL 1992). Durch die Mahd und den Abtransport des Mahdgutes erfolgt eine Erwärmung der bodennahen Luftschichten, so dass die Entwicklung der im Boden verbleibenden Heuschreckeneier beschleunigt wird (FARTMANN & MATTES 1997). Insbesondere die starke Erwärmung der unbeschatteten, offenen Bodenstellen liefert die während der Embryogenese benötigten Temperatursummen (BRUCKHAUS 1992). Eine starke Düngung, die zu hohen, dichten, artenarmen Beständen mit kühlem Mikroklima führt, ist für diese selteneren, wärmeliebenden Arten nachteilig (MATTES 1997, KNOP et al. 2006). Flächen mit geringer Düngung weisen aufgrund des lückigen und niedrigwüchsigen Pflanzenbestandes ein geeignetes Mikroklima auf, wodurch die Diversität der Heuschrecken begünstigt wird (MARINI et al. 2008). Sowohl der Artenreichtum als auch die Abundanz der Heuschrecken können dementsprechend von einer extensiven Bewirtschaftung profitieren (z.B. CRAIG et al. 1999, KRUESS & TSCHARNTKE 2002, KNOP et al. 2006). FOURNIER et al. (2017) zeigen, dass neben der taxonomischen auch die funktionale und phylogenetische Diversität von einer extensiven Bewirtschaftung profitieren.

Die Abundanz der Heuschrecken nimmt bei einer geringen Nutzungsintensität allerdings oftmals wieder ab (INGRISCH & KÖHLER 1998). Damit Wiesen nicht verbrachen, ist eine regelmäßige (jährliche) Nutzung zur Erhaltung dieser Vegetationsstrukturen und damit der Heuschrecken notwendig (BEIL et al. 2010, FARTMANN & MATTES 1997). In dieser Hinsicht kann sich auch eine moderate Stickstoffdüngung positiv auf Heuschrecken auswirken (HADDAD et al. 2000, RITCHIE 2000). Nach der "intermediate disturbance hypothesis" wird die größte Diversität bei einer mittleren Störungsintensität des Systems prognostiziert (CONNELL 1978).

### Landschaftsstruktur

Neben den oben betrachteten Effekten auf der Feldskala beeinflusst die Landschaftsstruktur die Zusammensetzung der Heuschreckenzönosen im Grünland (BATÁRY et al. 2007, MARINI et al. 2008, HUMBERT et al. 2010). Auch auf Faktoren der Landschaftsskala reagieren Heuschrecken in Abhängigkeit ihrer funktionalen Merkmale wie Größe, Ernährungsweise und Habitatspezialisierung unterschiedlich (TSCHARNTKE et al. 2005). Die Möglichkeit des Austauschs von Arten mit unterschiedlichen Merkmalen zwischen unterschiedlichen Habitaten bietet sich in heterogenen Landschaften (FAH-



RIG et al. 2011, 2015). Aufgrund dieses Aspekts wurde bei einer hohen Landschaftsdiversität eine hohe Diversität der Heuschrecken auf den Untersuchungsflächen postuliert. Die Landschaftsanalyse auf der Habitatskala bestätigt die höhere Dominanz gebüschbewohnender Arten in strukturreichen Landschaften mit eng verzahnten Landnutzungen und zahlreichen Randlinien. Der bereits auf der Feldskala beobachtete positive Effekt der Strukturvielfalt lässt sich folglich auch auf höheren Skalenebenen beobachten (THIENEMANN 1939, LACK 1976, DENNIS et al. 1998).

Die Größe des Gesamthabitats - über die Grenzen der Untersuchungsfläche hinaus - kann ebenfalls für den Artenreichtum entscheidend sein (MACARTHUR & WILSONS 1967, FAHRIG 2013). Aufgrund dieses Aspekts wurde in grünlandreichen Landschaften eine hohe Diversität der Heuschrecken postuliert. Diese Hypothese lässt sich jedoch in den Untersuchungsgebieten nicht bestätigen. Die ermittelten funktionalen Gruppen der Heuschrecken zeigen zudem deutlich divergierende Dominanzschwerpunkte in Abhängigkeit der Landschaftsvariablen, wobei der Anteil des Grünlandes keine entscheidende Rolle spielt. In anderen Studien wird der Grünlandanteil als einer der Hauptfaktoren der Landschaftskomposition herausgearbeitet. Es wird gezeigt, dass die Abundanz von Generalisten von einem großen Grünlandanteil sowohl in grünlandreichen Gebieten der Schweiz (MARINI et al. 2008) als auch in Agrarlandschaften Sibiriens (WEKING et al. 2016) profitiert. Entgegen dieser Hypothese nimmt die Artenzahl jedoch in zahlreichen Studien aus der Schweiz (MARINI et al. 2008, 2009a, 2010) sowie aus Frankreich (BADENHAUSSER & CORDEAU 2012) und Ungarn (TORMA & CSÁSZÁR 2013, TORMA et al. 2014, TORMA & BOZSÓ 2016) mit dem Grünlandanteil der Landschaft ab. In großflächig gemähten Grünlandflächen wird eine hohe Mortalität der Heuschrecken angenommen (GARDINER & HILL 2006). Im Gegensatz dazu kann die Diversität der Heuschrecken in Landschaften mit einem geringeren Grünlandanteil von zahlreichen Ökotonen als Rückzugsraum und der damit verbundenen, oben beschriebenen Strukturvielfalt profitieren. In den kleinen angrenzenden Grünlandbeständen sammeln sich Besucher aus diesen Habitaten, da sie dort Nahrung und Reproduktionsmöglichkeiten vorfinden (MARINI et al. 2008). Wertvolle Strukturen können auch Waldränder sein. So zeigen Ergebnisse aus der Schweiz (MARINI et al. 2009a) sowie Argentinien (GONZÁLES et al. 2016), dass die Diversität der Heuschrecken mit dem Flächenanteil an Wald zunimmt. In urbanen Räumen hingegen wirkt sich der Grünlandanteil positiv auf Heuschrecken aus (MELLIGER et al. 2017). Siedlungsflächen stellen für die meisten Heuschreckenarten ein unwirtliches Habitat dar. Neben der geringen Habitateignung wirken sich Schadstoffbelastungen, Freizeitnutzungen und sonstige Störungen in der Nähe urbaner Räume negativ auf die Heuschreckenfauna aus (MARINI et al. 2008). Der Effekt des Grünlandanteils einer Landschaft ist folglich stark kontextabhängig. In

der vorliegenden Studie ist der Effekt des Grünlandanteils der Landschaft und der Landschaftskomposition im Allgemeinen vermutlich unterrepräsentiert, da es sich bei nahezu allen Untersuchungsgebieten um grünlandreiche Landschaften handelt, wodurch der Gradient des Grünlandanteiles sehr kurz ist. Zusammenfassend scheint in den für diese Studie ausgewählten Untersuchungsgebieten die Landschaftskomposition entscheidender für Heuschrecken zu sein als die Habitatgröße.

Das Auftreten wärmeliebender Arten in Gebieten mit großflächigen Äckern sowie die größere Dominanz mesophiler Heuschrecken in stärker waldgeprägten Gebieten und die damit verbundene Verschiebung der Diversität wird vielmehr den klimatischen als den kompositorischen Merkmalen der Untersuchungsgebiete zugeschrieben. So sind die ackergeprägten Gebiete durch höhere mittlere Jahrestemperaturen und geringere Niederschlagssummen gegenüber den waldgeprägten Gebieten gekennzeichnet. Der Effekt der Landschaftskomposition wird hier vermutlich durch klimatische Bedingungen überlagert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit verdeutlichen, dass die Diversität der Heuschrecken auf den Landschaftsskalen durch die Landschaftsstruktur einerseits (Förderung von Pflanzenbrütern) und klimatische Effekte andererseits (Förderung Wärmeliebender) bedingt wird.

### **5.2.2 Biozönologie der Hummelgemeinschaften**

Die Zusammensetzung der Hummelgemeinschaften auf den Untersuchungsflächen wird, neben der naturräumlichen Verbreitung der Arten (vgl. Kapitel 5.1.2), durch die Habitatbedingungen beeinflusst. Für das Vorkommen von Hummeln sind die Verfügbarkeit geeigneter Blütenressourcen sowie spezifischer Nistplätze essentiell (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, WINFREE et al. 2009, KENNEDY et al. 2013). Diese Faktoren werden neben den abiotischen Standortfaktoren maßgeblich durch die Bewirtschaftungsintensität gesteuert. Darüber hinaus spielt die räumliche Lage von Nist- zu Nahrungshabitat und damit die Landschaftsstruktur eine entscheidende Rolle für das Auftreten der Hummeln (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a, OSBORNE et al. 2008, BOMMARCO et al. 2010, ZURBUCHEN et al. 2010a, CLOUGH et al. 2014).

#### Verfügbarkeit von Blütenressourcen

Als zentrale Nahrungsressource dient Bienen der Pollen und Nektar von Blütenpflanzen (MICHENER 2007). Dieses Nahrungsangebot wird direkt von der Bewirtschaftungsintensität beeinflusst. Wie die Ergebnisse zeigen, war die Zahl der Blütenpflanzen sowie deren Deckung auf den AUM- und VNS-Flächen höher als auf den VGL-Flächen (vgl. Abbildung 45). Zu diesen Ergebnissen kommen auch WERKING-RADTKE & KÖNIG

(2015), die in größerem Umfang VNS-, AUM- und VGL-Flächen innerhalb der ÖFS-Gebiete in ihrer floristischen Zusammensetzung verglichen.

In Anlehnung an das erste biozönotische Grundprinzip THIENEMANNS (1939) formuliert PRICE (1984) die Hypothese, eine hohe Diversität an Ressourcen fördere eine hohe Diversität an Konsumenten. Die Diversität von Pollen, Nektar und Blütenformen beeinflusst daher die Struktur der Bienengemeinschaft (GATHMANN et al. 1975, PETANIDOU & ELLIS 1996, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Auf einen positiven Zusammenhang zwischen der Pflanzenartenvielfalt und der Diversität von Hummeln wird vielfach hingewiesen (POTTS et al. 2003, GOULSON et al. 2008b, EBELING et al. 2008, FRÜND et al. 2010). In der vorliegenden Studie ist die Korrelation zwischen der Pflanzenartenzahl und der Hummelartenzahl jedoch gering. Hierbei ist zu bedenken, dass Hummeln als Polylekten nicht so stark auf bestimmte Pollen oder Nektarpflanzen angewiesen sind wie die zahlreichen stenanthen, oligolektischen Arten unter den Bienen (MÜLLER et al. 1997, FALK & LEWINGTON 2015). Die Diversität an Blüten ist für Hummeln daher von untergeordneter Bedeutung (KRATOCHWIL 1989).

Darüber hinaus bedingt die räumliche Lage des Nistplatzes zu den Nahrungsressourcen maßgeblich die Zusammensetzung der Wildbienenzönosen. Hummeln beginnen und beenden ihre Sammelflüge an ihrem Nistplatz, an welchem der gesammelte Pollen als Nahrung für die Larven verproviantiert wird („central place foragers“; POTTS et al. 2003). Nist- und Nahrungshabitate sind jedoch häufig räumlich voneinander getrennt. Um diese Distanz zu überbrücken, sind Hummeln in der Lage, mehrere Kilometer auf ihren Sammelflügen zurückzulegen (HEDTKE 1996, WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, OSBOURNE et al. 2008). Entscheidend für die Raumnutzung sind funktionale Merkmale wie die Nahrungsnischenbreite (STEFFNY et al. 1984) und die Distanz der Sammelflüge (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b). Die Breite des genutzten Blütenpflanzenspektrums variiert bei verschiedenen Hummelarten (STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a). Arten mit kurzem Rüssel (insbesondere *B. lucorum*, *B. lapidarius*) besammeln nur wenige Pflanzenarten, Hummeln mit langem Rüssel (u.a. *B. pascuorum*) haben eine größere Nahrungsnischenbreite (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, GOULSON et al. 2008a). STEFFNY et al. (1998) führen dies auf die Variabilität der Rüssellänge zurück. WALTHER-HELLWIG & FRANKL (2000a) beschreiben darüber hinaus, dass kurzrüsselige Arten wie *B. lapidarius* und *B. lucorum* weitere Distanzen zu Nahrungshabitaten zurücklegen (Distanzsammler) als langrüsselige Arten wie *B. pascuorum* (Nahbereichssammler).

**Distanzsammler** können als „räumliche Generalisten“ (spatial generalists) auch isolierte oder nur temporär blühende Flächen besammeln (WALTHER-HELLWIG & FRANKL

2000a). Diese Strategie erlaubt es ihnen, flexibel auf den Verlust von Nahrungsquellen im Umfeld des Nestes zu reagieren und von zeitlich stark begrenzten Ressourcen, wie blühenden Rapsfeldern, zu profitieren (HOLZSCHUH et al. 2008). Ein großer Sammelradius hebt somit die Chancen von Hummeln, in intensiv genutzten, fragmentierten Landschaften zu leben (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WESTPHAL et al. 2006). So bestätigt die Analyse auf der Landschaftsskala, dass diese Arten unabhängig von der Komposition der Landschaft auftreten (vgl. Abbildung 91). Sie sind sehr verbreitete Generalisten (KREWENKA et al. 2011) und weniger stark auf naturnahe Habitats angewiesen (GOULSON et al. 2005).

Distanzsammler weisen meist auch eine höhere Volksgröße auf als Nahbereichssammler, was möglicherweise auf einer besseren Ausnutzung der Ressourcen einer Landschaft beruht (VON HAGEN & EICHHORN 2003, WALTHER-HELLWIG et al. 2006). Der Aufwand dieser Sammelstrategie ist jedoch ebenfalls höher, da mit steigender Flugdistanz der Bedarf an Energie und Zeit zunimmt (ZURBUCHEN et al. 2010b). Weite Sammelflüge lohnen sich daher nur bei Massentrachten, also einem reichen Ressourcenangebot, welches sich effizient besammeln lässt (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a, WALTHER-HELLWIG et al. 2006).

Neben der Diversität ist die Verfügbarkeit geeigneter Blütenpflanzen zentral für die Diversität und Abundanz der Bestäuber (WEINER et al. 2014). In verschiedenen Arbeiten wird der Zusammenhang zwischen der Präsenz melittophiler Blütenpflanzen und der Zusammensetzung der Hummelzönosen auf unterschiedlichen Grünlandgesellschaften untersucht (KRATOCHWIL 1985, MAUSS & SCHINDLER 2002, CARVELL 2002). Die Ergebnisse der vorliegenden Studie belegen den vielfach untersuchten Effekt, dass ein hohes Blütenangebot mit einer hohen Abundanz der Hummeln einhergeht (vgl. Abbildung 87; GHAZOUL 2006, EBELING et al. 2008, BLÜTHGEN & KLEIN 2011, HUDEWENZ et al. 2012, SMITH et al. 2016, MILBERG et al. 2016). Dieser Effekt ist hauptsächlich auf das individuenreiche Auftreten der Distanzsammler *B. lapidarius* und *B. lucorum* auf den blütenreichen Untersuchungsflächen zurückzuführen. Diesen Arten dienen die AUM-Flächen mit ihrem abundanten, jedoch temporären (Mai und Juni) Blütenangebot an Klee als bevorzugtes Sammelhabitat, bis dieses Angebot durch die Mahd wieder schlagartig aus dem Habitat entfernt wird. Blütenreiche Wiesen können ein wertvolles Sammelhabitat für Bienen darstellen, sind aber oftmals nur temporär nutzbar (FALK & LEWINGTON 2015). Die Blütendichte beeinflusst darüber hinaus die Anzahl der Brutzellen, die verproviantiert werden können und damit die Abundanz der Arten (POTTS et al. 2003, 2009).

Die Dominanz der Distanzsammler auf den Untersuchungsflächen ist somit neben ihrer Sammelstrategie auch auf ihre große Volksstärke zurückzuführen und reflektiert

nicht zwangsläufig eine höhere Anzahl an Völkern (VON HAGEN & EICHHORN 2003, CARVELL et al. 2011). Aus der Dominanz der Distanzsammler in der Eifel resultierte auch die große Faunenähnlichkeit dieser Flächen gegenüber dem Süderbergland.

**Nahbereichssammler** nutzen als Nahrungshabitat das direkte Umfeld ihres Nistplatzes (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WESTPHAL et al. 2006, WALTHER-HELLWIG et al. 2006). Sie können einer Mahd nicht so großräumig ausweichen wie Distanzsammler und nutzen auch blütenarme Bestände (STEFFNY et al. 1984, WESTPHAL et al. 2006, WALTHER-HELLWIG et al. 2006). Untersuchungen zum weltweiten Rückgang der Bestäuber zeigen, dass insbesondere die Nahbereichssammler unter der Intensivierung der Landwirtschaft durch die Fragmentierung von Nist- und Sammelhabitaten leiden (BIESMEIJER et al. 2006). Zwar haben sich die meisten Bienenarten an extensives Grünland angepasst (FALK & LEWINGTON 2015), spezialisierte Arten reagieren jedoch besonders sensitiv auf Intensivierung (GÁMEZ-VIRUÉS et al. 2015), indem sie stark in ihrer Abundanz zurückgehen (WEINER et al. 2014).

Zu den Nahbereichssammlern zählen langrüsselige Hummelarten (*B. humilis*, *B. ruderarius*, *B. sylvarum* und *B. veteranus*) mit starker Spezialisierung auf Leguminosen (vgl. Kapitel 5.1.2; GOULSON et al. 2008b). Trotz ihrer Polylektie verhalten sich Hummeln oft blumenstet (KOHL 1989, STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Eine wichtige Ressource sind Pflanzenarten mit dorsiventralen Einzelblüten, insbesondere Blüten der Fabaceae (TERÄS 1976, STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001, HOLZSCHUH et al. 2007, GOULSON et al. 2008b, POTTS et al. 2009, BOMMARCO et al. 2011, FALK & LEWINGTON 2015).

Der Anteil an Leguminosen war in der Eifel auf den VGL-Flächen geringer als auf den AUM- und VNS-Flächen. Dies ist typisch für gedüngte Wiesen, die häufig und bereits früh im Jahr gemäht werden (BOMMARCO et al. 2011). In der vorliegenden Studie wird gezeigt, dass der höhere Kleeanteil auf den AUM- und VNS-Flächen das Auftreten von Nahbereichssammlern fördert. Diese Beobachtung entspricht dem grundsätzlichen Phänomen, dass spezialisierte Arten von einer Verringerung der Blütendiversität durch Aufdüngung oder den Entzug durch Mahd stärker betroffen sind als Generalisten (WEINER et al. 2011). Im Vergleich zu den VNS-Flächen wird deutlich, dass die mehrmalige Mahd der AUM-Flächen die positiven Effekte der reduzierten Düngung maskiert. Das höhere Blütenangebot wird dem Habitat durch die regelmäßige Mahd wieder entzogen, so dass insbesondere die zeitliche Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen auf den AUM-Flächen gegenüber den VGL-Flächen kaum verbessert ist.

Der einzige abundant auftretende Vertreter der Nahbereichssammler war *B. pascuorum*. Diese Art kompensiert ihre geringe räumliche Flexibilität (WALTHER-HELLWIG & FRANKL 2000a/b, WESTPHAL et al. 2006, WALTHER-HELLWIG et al. 2006) und nutzt viele

verschiedene Grünlandgesellschaften auch bei diffusem Ressourcenangebot als Nahrungshabitat (STEFFNY et al. 1984).

In der vorliegenden Studie wird deutlich, dass nicht die hohe Diversität blühender Pflanzenarten, sondern die Präsenz gut nutzbarer Pollenquellen über das Vorkommen einer reichen Hummelgemeinschaft entscheidet (TERÄS 1976, STEFFNY et al. 1984, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Es zeigt sich, dass - trotz der engen Bindung der Hummelgemeinschaften an den Pflanzenbestand, welcher wiederum Basis für die Ermittlung des Biotopwertes sowie des HNV Index ist - diese Indizes nicht für eine Einschätzung der Hummeldiversität geeignet sind. Es bestätigt sich, dass auch im Falle von Blütenbesuchern wie Hummeln die Pflanzendiversität kein geeigneter Indikator für die Multidiversität des Grünlandes ist (MANNING et al. 2015).

### Verfügbarkeit von Nistplätzen

Neben den Blütenressourcen benötigen Hummeln geeignete, artspezifische Nistplätze (GOULSON et al. 2008a). In dieser Studie wurde zwar keine gezielte Kartierung von Niststandorten durchgeführt, der hohe Anteil unterirdisch nistender Arten auf den Untersuchungsflächen aller Bewirtschaftungsvarianten zeugt jedoch von einer intensiven Landbewirtschaftung. Bei der Mahd werden die Nester oberirdisch unter Grasbüscheln nistender Arten oftmals ausgemäht und so zerstört (GOULSON et al. 2008a).

Für bodennistende Arten spielt der Bodentyp, die Vegetationsdichte und die Exposition eine Rolle (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Gerade auf Magerrasen mit lückiger Vegetation finden sie deshalb gute Bedingungen, wohingegen das Nistplatzangebot auf Arrhenathereten reduziert ist (AMIET & KREBS 2014, FALK & LEWINGTON 2015). Die während der Erfassungen zufällig beobachteten Nester fanden sich alle auf VNS-Flächen. Extensives Grünland stellt für Hummeln oft auch ein geeignetes Nisthabitat dar (FALK & LEWINGTON 2015). Die niedrigeren Individuenzahlen der Hummelgemeinschaften im Süderbergländ könnten folglich auch aus einem Mangel an Nistplätzen resultieren. Hier fanden sich in direkter Nachbarschaft der anderen Untersuchungsflächen keine VNS-Flächen. Eine niedrige Nestdichte würde auch das Ausbleiben der Parasiten in diesem Landschaftsraum erklären (KRATOCHWIL 1989). Ihr Vorkommen ist maßgeblich vom Auffinden von Nestern der Wirtsart abhängig sowie von deren stabiler Population, welche die Aufzucht des Eies gewährleistet (SCHMID-EGGER et al. 1995, MÜLLER et al. 1997, POTTS et al. 2010). Da sozialparasitische Hummeln keine Arbeitergeneration ausbilden, treten sie nur als Begleitarten in der Hummelgemeinschaft auf (KRATOCHWIL 1989). Die Landschaftsanalysen zeigen, dass Parasiten am ehesten in strukturreichen und vielfältigen Landschaften anzutreffen sind.

### Landschaftsstruktur

Neben den oben betrachteten Effekten auf der Feldskala beeinflusst die Landschaftskomposition die Zusammensetzung der Hummelzönosen in Agrarökosystemen (z.B. BENTON et al. 2003, WESTPHAL et al. 2006, HOLZSCHUH et al. 2016, ÖCKINGER et al. 2012, CRIST & PETERS 2014, BATÁRY et al. 2007, KNIGHT et al. 2005, HEARD et al. 2007, OSBORNE et al. 2008, BOMMARCO et al. 2010, CARVELL et al. 2011, KENNEDY et al. 2013, CLOUGH et al. 2014). Die Untersuchungsflächen stellen immer nur einen Teillebensraum für Hummeln dar. Sie nutzen Komplexe aus Nisthabitat und mehreren geeigneten Sammelhabitaten, die eine zeitlich gestaffelte Bereitstellung an Ressourcen gewährleisten (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Insbesondere große Arten (Distanzsammler) tendieren dazu, Landschaften auf größeren Skalenebenen zu nutzen (STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 1999, WESTPHAL et al. 2006, CONCEPCIÓN & DIAZ 2011). Die Landschaftsstruktur ist für Hummeln aufgrund ihrer großen Mobilität noch entscheidender als für Heuschrecken. Die aufgestellte Hypothese, sowohl in vielfältigen als auch in grünlandreichen Landschaften sei eine hohe Diversität der Hummeln zu erwarten, gilt aber analog. Neben den Aspekten des Artenaustauschs und der Habitatgröße (vgl. Kapitel 5.2.1; FAHRIG et al. 2011, 2013, 2015) begründet sich diese aus dem Aspekt der Ressourcenverfügbarkeit. Es wird angenommen, Ressourcen seien in Untersuchungsgebieten mit einer hohen Diversität an Biotoptypen und Nutzungszeitpunkten sowie einem hohen Anteil an Grünland als zentralem Sammelhabitat für Hummeln quantitativer und zeitlich stabiler verfügbar.

In Agrarlandschaften wurde mehrfach beobachtet, dass die Landschaftsheterogenität die Diversität und Abundanz der Hummeln fördert (CHARMAN 2007, RUNDLÖF et al. 2008). GÁMEZ-VIRUÉS et al. (2015) beschreiben, dass in einfachen Landschaften nur Generalisten vorkommen und die Landschaftsheterogenität entscheidend für das Auftreten spezialisierter Arten sei. In der vorliegenden Studie treten die funktionalen Gruppen der Hummeln unterschiedlich in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur auf. Die Diversität der Landschaft war nur auf der Landschaftsskala ( $r = 5$  km) von Bedeutung. Hier waren kurzrüsselige Arten und parasitische Arten in Untersuchungsgebieten höherer Diversität dominanter. Die spezialisierten, langrüsseligen Arten waren wiederum in den simpleren, durch größere Ackerflächen gekennzeichneten Gebieten am stärksten vertreten. In Gebieten, in denen diese selteneren Arten auftreten, ist folglich auch die Diversität der Bienengemeinschaft höher, wodurch oben genannte Hypothese nicht bestätigt werden kann. Mögliche Erklärungen hierfür sind in dem positiven Effekt blühender Ackerfrüchte oder in der klimatischen Gunst zu sehen.



Der erste Erklärungsansatz wird durch eine Studie von DAUBER et al. (2003) gestützt, in welcher sich der Anteil an Ackerflächen positiv auf die Bienenartenzahl auswirkt, indem die Äcker zum Zeitpunkt der Mahd des Grünlandes Ressourcen bereitstellen. HERMANN et al. (2007) beobachten bei einem Vergleich mehrerer Ackerbaulandschaften, dass der Anteil blühender Ackerfrüchte die Abundanz von *B. pascuorum* positiv beeinflusst, während der Anteil naturnaher Habitats von untergeordneter Bedeutung ist. Naturnahe Habitats gelten gemeinhin als Quelle für Taxa, die regelmäßig oder temporär Agrarökosysteme nutzen (LANDIS et al. 2000, LARIVEÉ et al. 2008). Die Bewegung von Organismen aus naturnahen Habitats in Agrarökosysteme ist vielfach dokumentiert (THIES & TSCHARNTKE 1999, RICKETTS et al. 2008). Grund für Migration zwischen Habitats ist die oft räumliche Trennung von Ressourcen. Wildbienen nisten beispielsweise im Grünland, während sie das abundante Foragierangebot blühender Ackerfrüchte nutzen (WESTPHAL et al. 2003, 2006, HOLZSCHUH et al. 2008, HANLEY 2011).

Andere Studien beschreiben, dass die Diversität der Bienen abnimmt, je größer der Deckungsgrad von Ackerflächen ist, während sie beim Vorhandensein von Grünland steigt (MÄND et al. 2002, GARIBALDI et al. 2011, DIAZ-FORERO et al. 2012, CLOUGH et al. 2014, SÁROSPATAKI et al. 2016). Für die Diversität der Bienen ist die Quantität und Qualität des Habitats von entscheidender Bedeutung (HEARD et al. 2007, CLOUGH et al. 2014) und insbesondere Grünland stellt ein wichtiges Ressourcenangebot für Blütenbesucher bereit (BOMMARCO et al. 2010, GARIBALDI et al. 2011, KENNEDY et al. 2013). Vor allem für langrüsselige Arten ist der Anteil naturnaher Habitats von großer Bedeutung (OSGATHORPE et al. 2011). Negativ wirkt sich allerdings die zunehmende Isolation von artenreichem Grünland auf die Abundanz von Bienen aus (ALBRECHT et al. 2007, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 1999, KREWENKA et al. 2011). Die Abundanz der Hummeln nimmt je nach Studie schon in einer Entfernung von 100 bis 1000 m deutlich ab (WESTPHAL et al. 2006, ÖCKINGER & SMITH 2007, KNIGHT et al. 2009, KREWENKA et al. 2011). Hier wird deutlich, dass die Diversität neben der Größe des Habitats immer auch von der Entfernung zum Quellhabitat abhängt (Inseltheorie der Biogeographie; MACARTHUR & WILSONS 1967).

In der vorliegenden Studie ist der Anteil an Grünland auf beiden Skalenebenen für die Zusammensetzung der Hummelzönose von untergeordneter Bedeutung (vgl. Abbildungen 88 und 89). Dieses Ergebnis lässt sich darauf zurückführen, dass die Untersuchungsgebiete alle grünlandgeprägt waren und sich Unterschiede in der Landschaftskomposition hauptsächlich durch das Verhältnis von Acker- zu Waldfläche ergaben.

Der zweite Erklärungsansatz für den Anstieg der Diversität mit höheren Anteilen an Ackerfläche beruht auf den klimatischen Begebenheiten. Die höhere funktionale Diversität und Evenness in den ackerreichen Gebieten ist auf das Auftreten der sonst in den Mittelgebirgslagen seltenen, eremophilen (wärmeliebenden) Arten zurückzuführen. Die entsprechenden Untersuchungsgebiete sind durch eine hohe mittlere Jahrestemperatur gekennzeichnet. Die häufigen intermediären oder hylophilen Arten waren hingegen in den Gebieten mit höheren Niederschlagssummen dominanter. Hummeln gelten wie alle Bienenarten generell als wärmebedürftig und trockenheitsliebend (MICHE-  
NER 2000, AMIET & KREBS 2014). Die wärmeren klimatischen Bedingungen begünstigen folglich entscheidend das Vorkommen einer reichen Hummelfauna. Analog zu den Beobachtungen zur Heuschreckenfauna scheinen die klimatischen Bedingungen den Effekt der Landschaftskomposition auch für Hummeln zu überlagern.

## 5.3 Schlussfolgerung

### 5.3.1 Auswirkungen der Agrarumweltmaßnahme

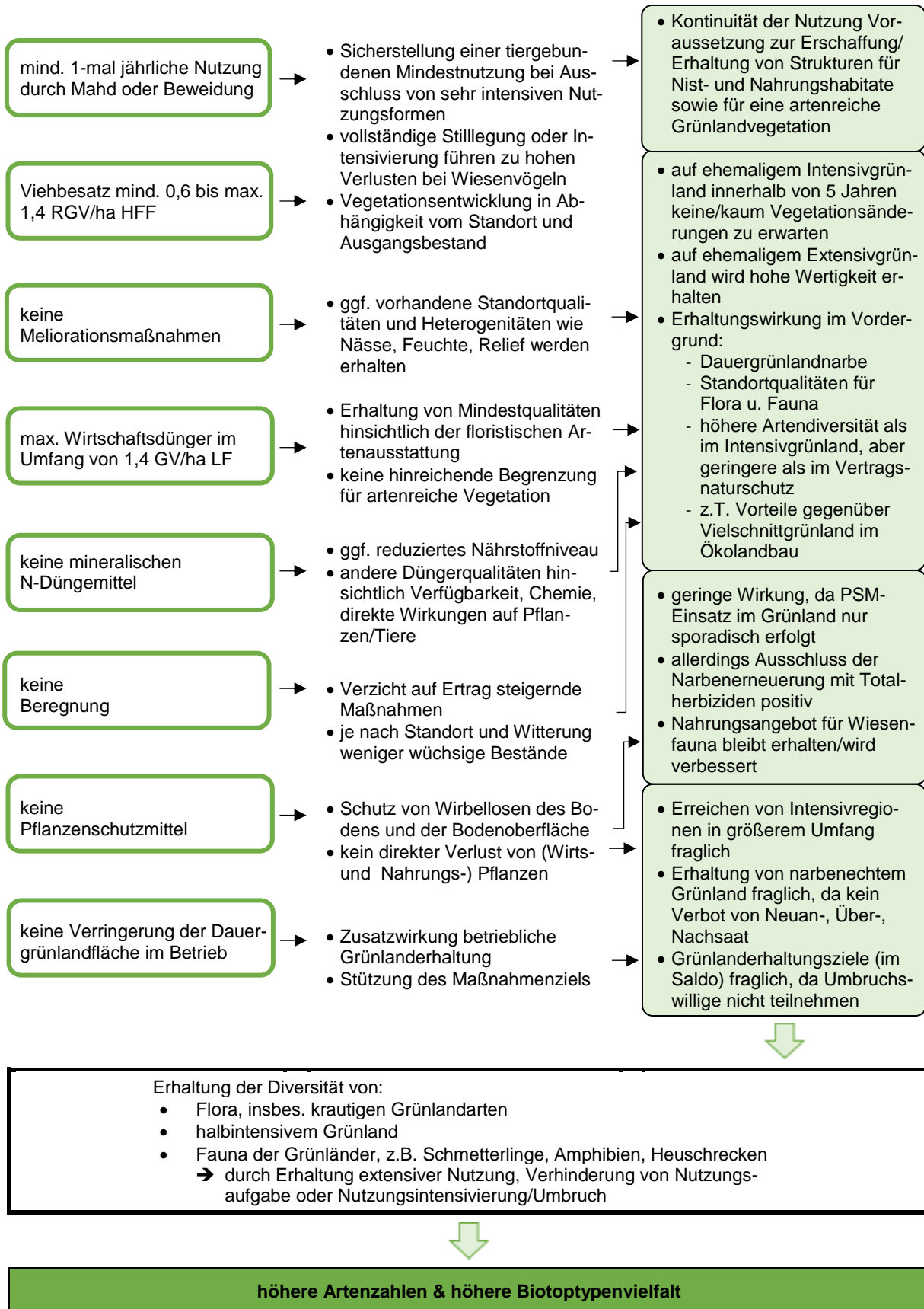
Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass sich die Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ gegenüber Grünlandflächen ohne Bewirtschaftungsauflagen positiv auf die Diversität der Heuschrecken- und Hummelgemeinschaften des Grünlands auswirken kann. Es wird aber auch deutlich, dass die größten Effekte auf die Biodiversität der Wirbellosen durch eine extensive Grünlandbewirtschaftung mit Reduzierung der Nutzungstermine - wie sie auf Vertragsnaturschutzflächen festgestellt wurde - erwartet werden können (vgl. Abbildungen 29 und 38).

Das extensivierte Grünland (AUM) nimmt damit hinsichtlich der postulierten positiven Effekte auf die Biodiversität von Wirbellosen eine Mittelstellung zwischen Intensivgrünland (VGL) und den Vertragsnaturschutzflächen (VNS) ein. Die Auswertung floristischer Daten auf VGL-, AUM- und VNS-Flächen in den ÖFS-Gebieten Nordrhein-Westfalens liefert ähnliche Erkenntnisse (WERKING-RADTKE & KÖNIG 2015, MOSER et al. 2016). Es bestätigen sich damit in weiten Teilen die von DICKEL et al. (2010) prognostizierten Wirkungspfade der Agrarumweltmaßnahme „Betriebliche Grünlandextensivierung“ auf die Biodiversität (vgl. Abbildung 90, S. 131). Hervorgehoben wird hier vor allem die Bedeutung der Maßnahme für den Erhalt von Grünlandflächen und die Mindestqualitäten des Grünlandes.

Für Heuschrecken und Hummeln war die Abundanz, Diversität wie auch die Evenness auf den VNS-Flächen in dieser Studie meist signifikant erhöht (vgl. Abbildungen 29 und 38). Die Studie trägt damit zur zunehmenden Einigkeit bei, dass die Intensität der Grünlandwirtschaft für die Diversität Wirbelloser entscheidend ist (VICKERY et al. 2001, SCHWAB et al. 2002, MARINI et al. 2008, MANNIG et al. 2015). Die Habitatqualität scheint der wichtigste Faktor zur Bestimmung der Präsenz von Arten an einem Standort zu sein (vgl. DAUBER 2003). Zahlreiche Studien verweisen jedoch darauf, dass die Landschaftskomposition die Effektivität von Extensivierungsmaßnahmen beeinflusst. WIENS (1997) prägt in diesem Zusammenhang die Hypothese „Patch context matters“. So gehen DUELLI & OBRIST (2003) davon aus, eine Extensivierung sei erfolgreicher in Landschaften, in denen Quellpopulationen in naturnahen Habitaten überlebt haben. Diese Hypothese wird durch die Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen in sehr strukturarmen Landschaften der Niederlande gestützt, welche keine Effekte beobachten ließ (KLEIJN et al. 2001, BATÁRY et al. 2011). In solchen Landschaften ist der Artenpool zur Besiedlung der extensivierten Flächen zu klein. In komplexen Landschaften wiederum sind landwirtschaftliche Flächen durch permanente Migration aus naturnahen Habitaten gekennzeichnet, wodurch die faunistische Diversität flächendeckend

hoch ist. Intensives Management wird somit von der Matrix kompensiert (KREMEN et al. 2004, TSCHARNTKE et al. 2005, RUNDLÖF & SMITH 2006, CONCEPCIÓN et al. 2008, FISCHER et al. 2010, SMITH et al. 2010, BATÁRY et al. 2010). TSCHARNTKE et al. (2012) formulieren auf Basis dieser Beobachtungen die „intermediate landscape complexity hypothesis“, welche den größten Erfolg von Extensivierungsmaßnahmen in Landschaften mittlerer Komplexität postuliert. Der Strukturreichtum einer Landschaft wird von den Autoren durch den Flächenanteil an Habitaten, welche nicht ackerbaulich genutzt werden, ausgedrückt und bei über 20 % als reich eingestuft (TSCHARNTKE et al. 2012). Dieser Definition zufolge bewegt sich die vorliegende Studie durchgängig in strukturreichen Landschaften (vgl. Abbildungen 48 und 65). Die beschriebene Hypothese würde die geringe Effektstärke der AUM-Flächen gegenüber den VGL-Flächen erklären.

BATÁRY et al. (2011) stellen in einer Metastudie zu den Auswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen innerhalb der Europäischen Union heraus, diese Hypothese gelte jedoch stärker für Ackerflächen als für Grünland. So seien Extensivierungsmaßnahmen im Grünland immer erfolgreich. Diese Beobachtung wird darauf zurückgeführt, dass Migration aus benachbarten Habitaten für die Diversität in Äckern von größerer Bedeutung ist als in Grünlandflächen, welche ein dauerhaftes Habitat darstellen. Da die meisten Studien zu Grünland in komplexeren Landschaften stattfanden, wird diese Differenzierung jedoch relativiert.



**Abbildung 90:** Wirkungspfade der Agrarumweltmaßnahme „Betriebliche Grünlandextensivierung“ zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität (nach DICKEL et al. 2010).

### 5.3.2 Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung der Zönosen

Die Ergebnisse der Studie belegen die Beeinflussung der Zoozönosen der Heuschrecken und Hummeln auf multiplen Skalenebenen. Auf der Feldskala ist die Habitatqualität der entscheidende Faktor zur Bestimmung der Präsenz von Arten an einem Standort (vgl. Abbildungen 29 und 38; DAUBER 2003). So kann belegt werden, dass intensiv genutzte, homogene Pflanzenbestände ein individuenreiches Auftreten weniger Phytophager fördern (vgl. Abbildung 30; ROOT 1973). Demgegenüber scheinen extensivierte Flächen - aufgrund höherwüchsiger Pflanzenbestände - öfter geeignete Reproduktionshabitate für Pflanzenbrüter darzustellen (vgl. Abbildung 82; INGRISCH & KÖHLER 1998). Darüber hinaus wird die Diversität der Heuschrecken deutlich durch die Strukturvielfalt innerhalb der Untersuchungsgebiete begünstigt (vgl. Abbildungen 84 und 85; TEWS et al. 2004). Hinsichtlich der Hummelzönose belegen die Ergebnisse, dass ein hohes Blütenangebot mit einer hohen Abundanz der Hummeln einhergeht (vgl. Abbildung 87; WEINER et al. 2014). Wie gezeigt wurde, ist dieser Effekt hauptsächlich auf das individuenreiche Auftreten der Distanzsammler zurückzuführen. Die ebenfalls höheren Artenzahlen auf extensivierten Flächen belegen zudem auch die Förderung spezialisierter Nahbereichssammler. Die Pflanzenartenzahl wirkt sich hingegen nicht auf die Diversität der Hummeln aus (vgl. Anhang Tabelle V). Dies lässt den Rückschluss zu, die Diversität der Hummeln werde stärker durch ein abundantes als durch ein vielfältiges Blütenangebot gefördert (KRATOCHWIL & SCHWABE 2008). Trotz der Koinzidenzen zwischen den floristischen und den faunistischen Merkmalen der Untersuchungsflächen sind der Biotopwert sowie der HNV Index nicht für eine Einschätzung der faunistischen Diversität geeignet (vgl. Abbildungen 29 und 38). Die Pflanzendiversität stellt somit keinen geeigneten Indikator für die Multidiversität des Grünlandes dar (vgl. MANNING et al. 2015).

Die ähnliche Zusammensetzung der Arten nach ihren ökologischen Ansprüchen bzw. der Gemeinschaften nach funktionalen Merkmalen deutet darauf hin, dass sich die Habitatbedingungen bei den Bewirtschaftungsvarianten nicht grundsätzlich unterscheiden (vgl. Abbildungen 33 und 41). In einem ähnlichen Versuchsaufbau und unter Verwendung der gleichen faunistischen Klassifizierungen konnten zwischen beweideten, gemähten und unbewirtschafteten Wiesen innerhalb einer Region deutliche Verschiebungen in der Zusammensetzung der Zönosen aufgezeigt werden (BOLLER & SCHINDLER 2013). Dies verdeutlicht, dass in der vorliegenden Studie die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungskategorien relativ gering und die Habitateigenschaften nicht grundlegend verändert sind. Die funktionalen Gruppen der Heuschrecken und Hummeln zeigten aber deutlich divergierende Dominanzschwerpunkte in Abhängigkeit der Landschaftsvariablen (vgl. Abbildungen 84 und 85 sowie Abbildungen 88 und 89).

In der vorliegenden Studie sind Verschiebungen in den funktionalen Merkmalen bzw. ökologischen Eigenschaften der Fauna stärker auf die Region als auf die Bewirtschaftung zurückzuführen.

Wie bereits in Kapitel 5.3.1 beschrieben, handelt es sich bei allen Untersuchungsgebieten um komplexe Landschaften, die durch einen hohen Grünlandanteil geprägt sind. Je nach Region variiert aber das Verhältnis von Wald zu Acker (vgl. Abbildungen 48 und 65). Die Gebiete am Übergang zur Börde (Berg, Tötschberg, Firmenich) sind durch einen größeren Ackeranteil, größere Schläge und damit durch eine niedrigere Diversität geprägt und bedingt durch die Höhenlage durch eine wärmere mittlere Jahrestemperatur gekennzeichnet. Die Gebiete in den höheren Lagen zeichnen sich durch einen höheren Waldanteil, eine höhere Diversität sowie höhere Niederschlagssummen aus. Während in den niederschlagsreichen Gebieten Generalisten und feuchtigkeitsliebende Arten dominieren, steigt in den wärmeren Gebieten der Anteil der sonst selteneren wärmeliebenden Arten, wodurch die Diversität der Zönosen in diesen Regionen höher ist. Die Hypothese der steigenden faunistischen Diversität mit zunehmender Landschaftsheterogenität kann somit nicht bestätigt werden (vgl. Abbildungen 84 und 85 sowie Abbildungen 88 und 89; TSCHARNTKE et al. 2012). Die Effekte des Klimas scheinen in dieser Studie jene der Landschaftskomposition zu überlagern. Entsprechend der geringen Unterschiede bezüglich des Grünlandanteils der Landschaft können keine Beziehungen zur Diversität der Fauna hergestellt werden. Aufgrund des übereinstimmend hohen Anteils des Grünlandes an der Landschaftskomposition in den Untersuchungsgebieten ist der Effekt der Habitatgröße bzw. des Grünlandanteils vermutlich unterrepräsentiert (vgl. FAHRIG et al. 2015).

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Diversität der Fauna auf den Mittelgebirgs-wiesen durch die Intensität der Bewirtschaftung, den Struktureichtum der Landschaft sowie das regionale Klima bedingt wird.

### **5.3.3 Weiterentwicklung der Agrarumweltmaßnahme**

Für die Erhaltung der Biodiversität und die Stabilisierung von Grasland-Ökosystemen ist eine reduzierte Düngung beziehungsweise Besatzstärke der Agrarumweltmaßnahme zweifelsfrei ein entscheidender Faktor (HAUTIER et al. 2014). Hervorzuheben sind insbesondere die großräumigen Auswirkungen der AUM „Extensive Dauergrünlandnutzung“ als flächenstärkste Fördermaßnahme für die Grünlandextensivierung in Nordrhein-Westfalen. Da die Zusammensetzung der Wirbellosengemeinschaften neben der Nutzungsintensität der Einzelfläche auch von der Struktur und Nutzung der umgebenden Landschaft abhängt (WESTPHAL et al. 2006, BENTON et al. 2003, BATÁRY



et al. 2015), ist eine generelle Ausdehnung des Flächenumfangs der Agrarumweltmaßnahme in Nordrhein-Westfalen grundsätzlich empfehlenswert. Daneben ist es sinnvoll, den Anteil der Vertragsnaturschutzflächen entsprechend der Biodiversitätsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen mittelfristig zu verdoppeln (WERKING-RADTKE & KÖNIG 2015), da durch eine Zunahme von naturschutzfachlich wertvollen Grünlandflächen deutliche positive Effekte auf die Biodiversität erzielt werden können. Die generelle Ausweitung der Maßnahmen kann die Heterogenität auf der Landschaftsebene erhöhen und so Arten des Grünlandes begünstigen (ZULKA et al. 2014).

Verschiedene Untersuchungen belegen, dass eine signifikante Erhöhung der floristischen Diversität durch reduzierte Düngung erst nach 15 bis 20 Jahren erzielt werden kann (z.B. MATZDORF et al. 2005, SCHUMACHER et al. 2007). Durch eine geringere Bewirtschaftungsintensität ist innerhalb der Laufzeit der Maßnahmen daher zunächst keine Förderung, sondern eher die Erhaltung vorhandener Standortqualitäten zu erwarten (POTTS et al. 2009, MOSER et al. 2016). Artenreiches Grünland entwickelt sich meist erst bei einer Stickstoffversorgung von unter 100 kg N/ha (ANGER 2004). Durch eine deutliche Reduzierung der Düngung sänke allerdings gerade bei Milchviehbetrieben, die auf Grünland mit einer entsprechenden Futterqualität und Biomasseproduktion angewiesen sind, die Akzeptanz für diese Agrarumweltmaßnahme deutlich.

Eine Lösung zur Förderung des Blütenreichtums wäre die Ausbringung von regionalem Saatgut, zum Beispiel durch Heusaat oder Mahdgutübertragung. Besonders in Regionen mit artenarmen Grünlandbeständen und geringem Diasporenpotential im Boden können solche Maßnahmen ein geeigneter Ansatz zur Förderung der Biodiversität sein. Voraussetzungen hierfür sind die Verfügbarkeit regionaler Spenderflächen und eine langjährige entsprechende Nutzung. Zudem ist der logistische, zeitliche und finanzielle Aufwand zu beachten.

Die Ergebnisse auf den VNS-Flächen zeigen, dass die Reduzierung der Schnitttermine einen wichtigen Ansatzpunkt für die Steigerung der Habitatqualität von Grünlandflächen für Heuschrecken und Hummeln darstellt. Die Anzahl der Grünlandschnitte beeinflusst sowohl die Verfügbarkeit von Reproduktionsräumen für Heuschrecken als auch die zeitliche Verfügbarkeit des Blütenangebots für Hummeln. Die Zunahme der Blütenvielfalt und -dichte durch eine reduzierte Düngung und der damit verbundene erwartete positive Effekt auf Heuschrecken und Hummeln wird durch die hohe Schnittfrequenz auf den AUM-Flächen nahezu nivelliert. Die positive Wirkung der Agrarumweltmaßnahme „Extensive Dauergrünlandnutzung“ kann folglich durch Änderungen des Mahdregimes weiter gestärkt werden. Bei der Ausrichtung dieser zusätzlichen

Maßnahmen müssen allerdings sowohl die Anforderungen von Milchvieh- und Mutterkuhbetrieben an die Futterleistung und -qualität des Grünlandes als auch die generelle Verwertbarkeit des Aufwuchses beachtet werden (ANGER 2004).

Eine Reduktion der Schnittfrequenz verbessert die zeitliche Ressourcenverfügbarkeit der Grünlandflächen für Blütenbesucher und vermindert die Zahl der Störungen. Der Zeitpunkt der Mahd ist zudem entscheidend für die Funktions- und Artenvielfalt der Grünlandlebensräume (ORÉADE-BRÈCHE 2005). Insbesondere ein Früh- (Ende Mai bis Mitte Juni) oder Spätmahdmodell (ab Mitte August) wirkt sich auf mesophilen Standorten positiv auf die Biodiversität aus (GÜTHLER & OPPERMAN 2005). Heuschrecken profitieren von einem frühen ersten Schnitt - vor dem Schlupf der Heuschreckenlarven - und einem späten zweiten Schnitt - nach der Reproduktionsphase. Ersterer begünstigt die mikroklimatischen Bedingungen während der Eientwicklung (FARTMANN & MATTES 1997, KIEL 1999, MARINI et al. 2008). Zweiterer vermeidet die Verluste an Individuen durch mechanische Einwirkung vor dem Zeitpunkt der Eiablage und stellt damit die Reproduktion der Arten sicher (FARTMANN & MATTES 1997, STEIN-BACHINGER et al. 2010). Die Eier pflanzenbrütender Arten können jedoch mit dem Mahdgut von der Fläche entfernt werden, was die Populationsgröße des Folgejahres wiederum negativ beeinflussen würde (INGRISCH & KÖHLER 1998).

Überjährige ungenutzte Grasstreifen oder Grassäume können dazu beitragen, die Wirbellosen direkt sowie das Ressourcenangebot während der Hauptaktivitätszeit zu schützen (DICKEL et al. 2010). Eine Staffel- oder Mosaikmahd würde die schlagartigen Auswirkungen der Mahd kompensieren, da durch die verschiedenen Bewirtschaftungsformen und Nutzungszeitpunkte auf kleinflächigen Parzellen der Strukturreichtum gefördert und Ausweichhabitate zur Verfügung gestellt werden (STEFFNY et al. 1984, HACHMÖLLER et al. 2010).

Durch einen Hochschnitt (mindestens 8 cm oberhalb des Bodens) würde die Mortalitätsrate der Heuschrecken reduziert und niedrigwüchsige Kleearten und andere Blütenpflanzen als Nahrungsressource für Hummeln auch nach der Mahd erhalten.

Auch extensive Beweidungsformen auf Grünlandflächen können sich positiv auf die Biodiversität auswirken. Weideregime waren nicht Gegenstand dieser Studie, ihre Wirkung ist jedoch vielfach untersucht. Beweidung wirkt sich oft weniger schädlich auf die Biodiversität aus als Mahd (SOCHER et al. 2012, MANNING et al. 2015). Die Strukturvielfalt wird durch Offenbodenstellen als Folge der Trittwirkung und eine mosaikartige, heterogene Vegetationsstruktur durch selektiven Fraß erhöht, während die drastische Habitatveränderung einer Mahd ausbleibt (BORNHOLD 1991, FARTMANN & MATTES 1997, KRUESS & TSCHARNTKE 2002, DÖLER & DETZEL 2008, JERRENTROP et al. 2014).

Die Extensivierung des Grünlandes allein scheint unzureichend für die Erhaltung der Biodiversität zu sein (ZULKA et al. 2014). Als Zusatzmaßnahme zu deren Förderung empfiehlt sich die Einrichtung von Teilbereichen, welche nur einmal jährlich gemäht werden (i.F. Nutzungsverzichtsstreifen). Die positiven Effekte der einmaligen Mahd zeigen sich am Beispiel der VNS-Flächen. Nach der ersten Nutzung sollten etwa 5 % der Fläche (als Streifen oder Insel) bis ins Folgejahr von der weiteren Bewirtschaftung ausgespart werden. Hierdurch wird die Strukturvielfalt erhöht, Reproduktionshabitate, Rückzugsräume und Nahrungshabitate bleiben erhalten und Teillebensräume werden vernetzt.

Entsprechende Nutzungsverzichtsstreifen steigern die Strukturvielfalt innerhalb der Landschaft und stellen dauerhafte Habitate dar. Insbesondere viele Langfühlerschrecken, die Säume als Hauptlebensraum nutzen, können auf diese Weise gefördert werden (MARINI et al. 2009b, STEIN-BACHINGER et al. 2010). Die kleinflächigen Nutzungsverzichtsstreifen bieten benachbart zu gemähten Flächen Rückzugsräume (HACHMÖLLER et al. 2010, HANDKE et al. 2011). Nach der Mahd fungieren die Nutzungsverzichtsstreifen als Quellhabitate, von denen die Wiederbesiedlung der gestörten Grünlandflächen rasch erfolgen kann (VOWINKEL 2000, MÜLLER & BOSSHARD 2010, CHISHOLM et al. 2011, KNOP et al. 2011, KREWENKA et al. 2011).

Für Hummeln und andere Blütenbesucher können Nutzungsverzichtsstreifen zu einem stabilen Ressourcenangebot beitragen (KRATOCHWIL 1985, GOULSON et al. 2008b, POTTS et al. 2009, STEIN-BACHINGER et al. 2010). Für Hummeln ist eine Mahd des Streifens mit dem letzten Schnitt (September) zu priorisieren. Der Schnitttermin im Mai ist jedoch vertretbar, da er nicht im Zeitraum des größten Blütenangebots und der größten Volksstärke der Hummeln (Juni-Juli) erfolgt, sondern während der Nestgründungsphase. In dieser Phase stehen in den Mittelgebirgslagen Nahrungsressourcen durch die Baum- und Strauchblüte zur Verfügung. Zudem kann die Erhöhung der Strukturvielfalt in der Landschaft intensives Management auf der Feldskala abpuffern und eine funktional diversere Gemeinschaft fördern (BATÁRY et al. 2011, GÁMEZ-VIRUÉS et al. 2015)

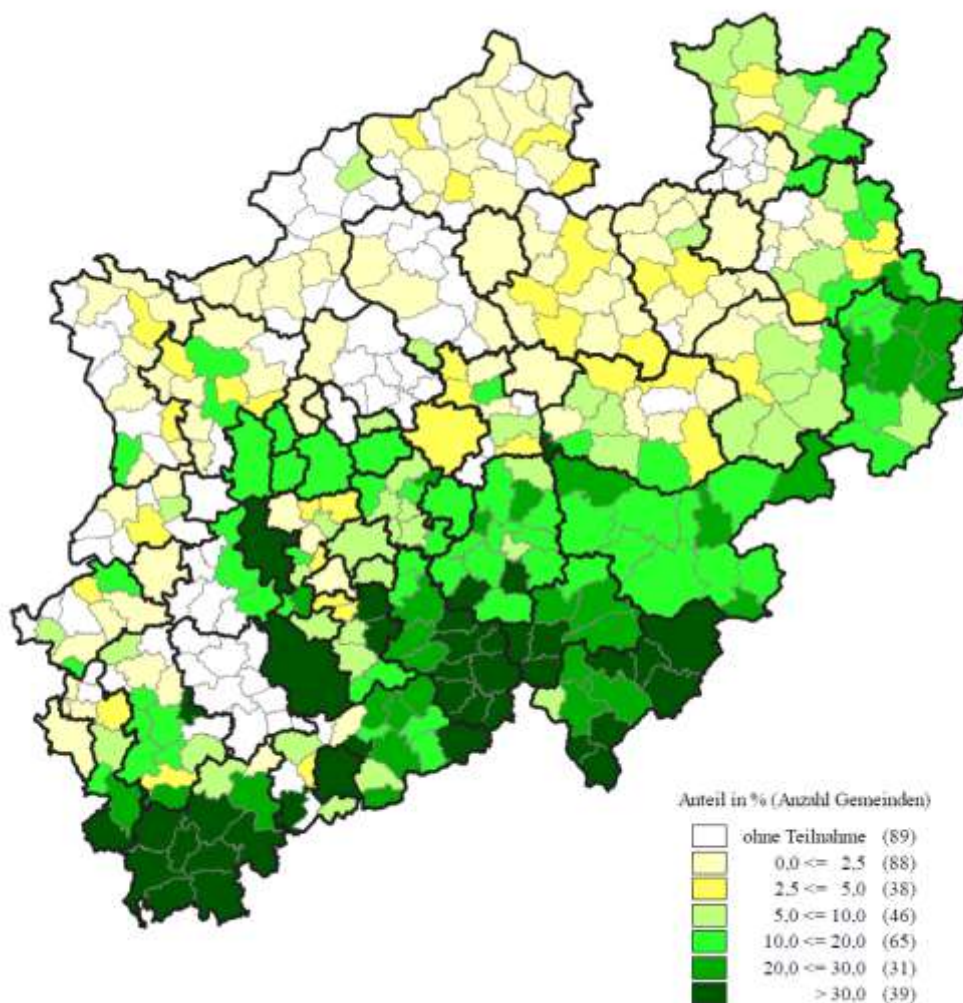
Eine lineare Anordnung und gezielte Platzierung der Nutzungsverzichtsstreifen ist ideal, da die Streifenform mehrere Lebensräume miteinander vernetzt und so eine Ausbreitung der Arten von ihren Quellhabitaten in die Landschaft ermöglicht (POTTS et al. 2003, STEIN-BACHINGER et al. 2010). Eine solche Vernetzung von extensivierten Wiesen mit Quellhabitaten über Strukturelemente kann den Extensivierungserfolg deutlich erhöhen (KNOP et al. 2011). Die Verbindung zwischen Habitaten wird umso wichtiger, je mehr die Habitatqualität abnimmt (LOREAU et al. 2003, CHISHOLM et al. 2011).

Bei der Standortwahl für die Nutzungsverzichtsstreifen sind windgeschützte und sonnenexponierte Flächen zu priorisieren (STEIN-BACHINGER et al. 2010). Ein regelmäßiger Wechsel des Standortes sollte möglich sein, um eine starke Verbrachung zu verhindern. Die jährliche Nutzung des Nutzungsverzichtsstreifens stellt die Beihilfefähigkeit des Dauergrünlandes im Rahmen der Agrarförderung sicher. Das Überwintern der Streifen lässt sich nur im Rahmen einer Vor-Ort-Kontrolle im Frühjahr dokumentieren, was gegebenenfalls zu einer Verzögerung bei der Auszahlung der Fördermittel führen würde (WEINS schriftl. Mitt. 2017). Inwieweit der Aufwuchs innerhalb des Betriebs nutzbar ist, muss geklärt werden. Eine Vermischung des Mahdgutes kann für eine Silage aufgrund unterschiedlicher Eiweißgehalte problematisch sein. In begrenztem Umfang kann eine energetische Nutzung in Biogasanlagen erfolgen (THUMM & Tonn 2009). Bei der Kalkulation von Prämien für die Umsetzung solcher Maßnahmen muss eine eventuell notwendige Entsorgung des Aufwuchses berücksichtigt werden.

## 5.4 Methodenkritik

### Auswahl der Untersuchungsgebiete und Untersuchungsflächen

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete war stark von der Verbreitung des Grünlandes (vgl. Abbildung 6, S. 14) und der Teilnahme der Landwirte an der entsprechenden Agrarumweltmaßnahme abhängig (Abbildung 91). Trotz intensiver Suche ist die Studie daher auf die grünlandreichen Mittelgebirge Nordrhein-Westfalens beschränkt. Folglich sind alle untersuchten Landschaften im Vergleich zu Ackerbaugebieten als komplex einzustufen. Dieser Sachverhalt trifft auch für viele weitere Grünlandstudien zu (BATÁRY et al. 2011). Die relevanten Mittelgebirgsregionen wurden durch Einbeziehung zweier Landschaftsräume repräsentativ abgedeckt, wodurch von der Gültigkeit der Untersuchungen für die Agrarumweltmaßnahme in Nordrhein-Westfalen ausgegangen werden kann.



**Abbildung 91:** Anteil der durch Agrarumweltmaßnahmen geförderten Fläche am gesamten Dauergrünland auf Gemeindeebene (Quelle: vTI 2010).

Neben der Landschaftsstruktur unterscheiden sich die Untersuchungsgebiete gewöhnlich in vielen unmessbaren Faktoren, die ebenfalls die Diversität der Flora und Fauna beeinflussen wie dem regionalen Artenpool oder der Nutzungshistorie (KLEIJN & SUTHERLAND 2003). Der paarweise Ansatz schließt viele dieser Faktoren aus, so dass Unterschiede in der Artenzahl und Abundanz zwischen den Untersuchungsflächen eines Untersuchungsgebietes hauptsächlich auf die Art der Bewirtschaftung zurückzuführen sind (KLEIJN et al. 2006). Zudem wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit bei der Auswahl der Untersuchungsflächen innerhalb eines Untersuchungsgebiets auf ähnliche Standortbedingungen geachtet. Die Effekte der Düngung und Mahd wurden in der vorliegenden Studie nicht explizit getrennt. Beide Maßnahmen wurden als Gradient der Bewirtschaftungsintensität kombiniert und durch die Bewirtschaftungskategorie ausgedrückt. Dies erscheint gerechtfertigt, da in der Praxis eine erhöhte Düngung mit einer höheren Schnitffrequenz einhergeht (HUDEWENZ et al. 2012).

#### Erfassung der Vegetation

Bei den Vegetationsaufnahmen wäre neben der erfassten Blütendichte und Vegetationshöhe durch Abschätzung weiterer Strukturparameter wie Deckungsgrade der einzelnen Schichten und der horizontalen Durchsicht eine bessere Beurteilung der Habitateigenschaften für Heuschrecken möglich gewesen. Die Bestimmung der Deckungsgrade je Pflanzenart hätte es erlaubt, die genauen Kennzahlen nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) für die Pflanzenbestände zu berechnen.

#### Erfassung der Landschaftsparameter

Die Betrachtung multipler räumlicher Skalen liefert Einblicke in diverse ökologische Prozesse (ADDICOTT 1987). Die Kartierung des 1 km Radius erforderte einen deutlich höheren Zeitaufwand als die Auswertung der CORINE Bodenbedeckungsdaten im 5 km Radius. Trotz der deutlich höheren Detailschärfe sowie der Abbildung zusätzlicher Parameter ist deren erhöhte Aussagekraft jedoch fraglich. Da Arten (-Gruppen) unterschiedlich auf bestimmte räumliche Skalen reagieren, wäre eine Analyse derselben Datengrundlage unterteilt in mehrere kleinstufige Radien interessant gewesen (TSCHARNTKE et al. 2012, GÁMEZ-VIRUÉS et al. 2015).

#### Erfassung der Zoozöosen

Feldstudien an Wirbellosen sollten mindestens über 3 Jahre hinweg durchgeführt werden (SCHINDLER et al. 2013). Eine hundertprozentige Erfassung aller Arten ist jedoch

selbst bei langjährigen Untersuchungen nur in Ausnahmefällen erreichbar (SCHWENNINGER 1992, SCHMID-EGGER 1995). Es wird angenommen, dass maximal 90 % aller Arten erfasst werden (DETZEL 1992, SCHWENNINGER 1992, HERMANN 1992).

Die für die Erfassung von Wildbienen empfohlenen sechs Wiederholungen der Begehungen pro Fläche und Jahr (SCHINDLER et al. 2013) wurden aufgrund ungeeigneter klimatischer Bedingungen nicht in jedem der Untersuchungsjahre erreicht. Da der Aktivitätszeitraum der Hummeln jedoch je nach Witterung und Höhenlage von März bis Oktober gestreckt ist und es keine Arten mit kurzzeitlicher Einnischung gibt, wie bei manchen solitären Wildbienenarten zu beobachten, ist dennoch von einer umfassenden Abbildung des Artinventars der Untersuchungsflächen auszugehen (WESTRICH 1989).

Die angewandten Methoden zur Erfassung der Zoozönosen entsprechen den etablierten und anerkannten „Standardmethoden“ (SCHLUMPRECHT et al. 1999, SCHINDLER et al. 2013). Die Suche nach tagaktiven Individuen der Heuschrecken (Standardmethode) hätte durch zusätzliche nächtliche Begehungen zur Erfassung nachtaktiver Heuschreckenarten ergänzt werden können (SCHLUMPRECHT et al. 1999). Die Linien-transektmethode ist zum Teil umstritten, da nur aktive Individuen erfasst werden. Zudem sind Kartierungen der Fauna immer nur eine Momentaufnahme (SCHMID-EGGER 1995). Die Erfassung der Heuschrecken mit einem Streifnetz gewährleistet eine gleichmäßige Fangquote auch für stumme und versteckt lebende Tiere. Lediglich die unscheinbaren auf dem Boden lebenden Dornschröcken (*Tetrix spec.*) lassen sich leichter mit Bodenfallen nachweisen und sind möglicherweise unterrepräsentiert (BRUCKHAUS & DETZEL 1997). Bei der Erfassung der Hummeln ist aufgrund ihrer Größe und hohen Mobilität jedoch nicht von einer Unterrepräsentation auszugehen.

Das Indigenat der erfassten Tiere ist nicht immer beweisbar und muss bei der Bewertung abgeschätzt werden. Dennoch kann den nachgewiesenen Arten die Untersuchungsfläche zumindest als Teilbiotop zugeordnet werden. Offensichtlich gebietsfremde Arten müssen aus der Bewertung herausgenommen werden (SCHMID-EGGER 1995). Vorsicht ist beispielsweise bei makropteren Individuen sonst flugunfähiger Heuschreckenarten geboten, da diese Wegbereiter neuer Populationen sein können (DETZEL 1998).

Durch die zeitnahe Erfassung auf den paarweisen Untersuchungsflächen an Terminen mit geeigneten Witterungsbedingungen erfolgte ein auswertbarer Vergleich der Bewirtschaftungskategorien (SCHLUMPRECHT et al. 1999).



## 6 Literaturverzeichnis

- ADDICOTT, J.F. (1987):** Ecological neighbourhoods - Scaling environmental patterns. *Oikos* 49: 340-346.
- ALBRECHT, M.; P. DUELLI; C. MÜLLER; D. KLEIJN; B. SCHMID (2007):** The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* 44: 813-822.
- ALLAN, E.O.; O. BOSSDORF; C.F. DORMANN; D. PRATI; M.M. GOSSNER; T. TSCHARNTKE; N. BLÜTHGEN; M. BELLACH; K. BIRKHOFFER; S. BOCH; S. BÖHM; C. BÖRSCHIG; A. CHATZ-INOTAS; S. CHRIST; R. DANIEL; T. DIEKÖTTER; C. FISCHER; T. FRIEDL; K. GLASER; C. HALLMANN; L. HODAC; N. HÖLZEL; K. JUNG; A.M. KLEIN; V.H. KLAUS; T. KLEINEBECKER; J. KRAUSS; M. LANGE; E.K. MORRIS; J. MÜLLER; H. NACKE; E. PAŠALIĆ; M.C. RILLIG; C. ROTHENWÖHRER; P. SCHALL; C. SCHERBER; W. SCHULZE; S.A. SOCHER; J. STECKEL; I. STEFFAN-DEWENTER; M. TÜRKE; C.N. WEINER; M. WERNER; C. WESTPHAL; V. WOLTERS; T. WUBET; S. GOCKEL; M. GORKE; A. HEMP; S.C. RENNER; I. SCHÖNING; S. PFEIFFER; B. KÖNIG-RIES; F. BUSCOT; K.E. LINSENMAIR; E.-D. SCHULZE; W.W. WEISSER & M. FISCHER (2014):** Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 111: 308-313.
- AMIET, F. & A. KREBS (2014):** Bienen Mitteleuropas - Gattungen, Lebensweise, Beobachtung. 2. korr. Auflage. Haupt Verlag, Bern.
- ANGER, M. (2004):** Möglichkeiten und Grenzen der nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünlandssystemen. In: Ressourcenschonende Grünlandnutzung - Erfolge, Probleme, Perspektiven. USL-Schriftenreihe Nr. 130, Tagungsband der 15. Wissenschaftlichen Fachtagung, 4. Februar 2004.
- ANGER, M.; J. SCHELLBERG; Y. GAN & W. KÜHBAUCH (1994):** Extensivierung auf eutrophen Standorten (8-jährige Versuche auf dem Standort Rengen/Eifel). Lehr- und Forschungsschwerpunkt Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft der Universität Bonn. *Forschungsberichte* 15: 43-54.
- ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW (2012):** Kartierung der Heuschrecken in Nordrhein-Westfalen - Verbreitungskarten. Online (<http://www.dgfo-articulata.de>).
- BADENHAUSSER, I. & S. CORDEAU (2012):** Sown grass strip - a stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 159: 105-111.
- BÁLDI A.; P. BATÁRY & D. KLEIJN (2013):** Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary - analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166: 28-34.
- BATÁRY, P.; K.M. ORCI; A. BÁLDI; D. KLEIJN; T. KISBENEDEK & S. ERDOS (2007):** Effect of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* 8: 280-290.
- BATÁRY, P.; A. BÁLDI; M. SÁROSPATAKI; F. KOHLER; J. VERHULST; E. KNOP; F. HERZOG & D. KLEIJN (2010):** Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136/1-2: 35-39.
- BATÁRY, P.; A. BÁLDI; D. KLEIJN & T. TSCHARNTKE (2011):** Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environment management - a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society London B Biological Sciences* 278: 1894-1902.
- BATÁRY, P.; L.V. DICKS; D. KLEIJN & W.J. SUTHERLAND (2015):** The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29/4: 1006-1016.
- BEIL, M.; I. BRUNK; S. HAACK & R. OPPERMANN (2010):** Felduntersuchungen der Wirbellosen-Fauna und der Vegetation. In: OPPERMANN, R.; J. BLEW; S. HAACK; H. HÖTKER & P. POSCHLOD (HRSG.): Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und Biodiversität. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 100: 77 - 207. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BELLMANN, H. (1993):** Heuschrecken - beobachten, bestimmen. 3. Auflage. Naturbuch Verlag, Augsburg.

- BENTON, T.G.; J.A. VICKERY & J.D. WILSON (2003):** Farmland biodiversity - Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18/4: 182-188.
- BENZLER, A. (2009):** The implementation of the HNV farmland indicator in Germany. *Rural Evaluation News* 2: 4-5.
- BERGGREN, A.; B. BIRATH & O. KINDVALL (2002):** Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates and movement angles in Roesel's Bush-Cricket (*Metroptera roeselii*). *Conservation Biology* 16: 1562-1569.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2010):** Landschaften in Deutschland 2030. BfN-Skripten, 284: 1-113.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2014):** BfN Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich. Erstellt vom Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg, 34 S.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2015):** Artenschutz-Report 2015 - Tiere und Pflanzen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 84 S.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2017):** Agrar-Report 2017 - Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 68 S.
- BIESMEIJER, J.C.; S.P.M. ROBERTS; M. REEMER; R. OHLEMULLER; M. EDWARDS & T. PEETERS (2006):** Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313/5785: 351-354.
- BLASCHKE, T. & S. LANG (2007):** Landschaftsanalyse mit GIS. 1. Auflage, UTB Ulmer, Stuttgart.
- BLÜTHGEN, N. & A.-M. KLEIN (2011):** Functional complementarity and specialisation - The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12/4: 282-291.
- BMEL - BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2015):** Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland - Ausgabe 2015, Bonn.
- BOLLER, J. & M. SCHINDLER (2013):** Blütenbesucher (Apiformes, Lepidoptera, Syrphidae) und Heuschreckengemeinschaften (Saltatoria) unterschiedlich gemanagter Bergwiesen im Nationalpark Eifel. *Decheniana* 166: 79-91.
- BOMMARCO, R.; J.C. BIESMEIJER; B. MEYER; S.G. POTTS; J. PÖYRY; S.P.M. ROBERTS; I. STEFFAN-DEWENTER & E. ÖCKINGER (2010):** Dispersal capacity and diet breadth modify the response of wild bees to habitat loss. *Proceedings of the Royal Society London B Biological Sciences* 277: 2075-2082.
- BOMMARCO, R.; O. LUNDIN; H.G. SMITH & M. RUNDLÖF (2011):** Drastic historic shifts in bumblebee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society London B Biological Sciences*, published online.
- BORCHARD, F.; A.M. SCHULTE & T. FARTMANN (2013):** Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. *Biodiversity and Conservation* 22: 687-700.
- BORNHOLD, G. (1991):** Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. *Marburger entomologische Publikationen* 2/6. Goecke und Evers, Krefeld.
- BORNHOLD, G.; S. HAMM; J.H. KRESS; U. BRENNER & A. MALTEN (2000):** Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel von Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön. *Angewandte Landschaftsökologie*. Heft 39. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BRANSON, D.H. & G.A. SWORD (2010):** An experimental analysis of grasshopper community responses to fire and livestock grazing in a northern mixed-grass prairie. *Environmental Entomology* 39: 1441-1446.
- BRETTFELD, R. (2001):** Heuschrecken der Bergwiesenflur von Friedrichshöhe am Rennsteig (Saltatoria: Ensifera et Caelifera). In: *Veröffentlichungen* 16: 71-79. Naturhistorisches Museum Schloß Bertholdsburg, Schleusingen.

- BRIEMLE, G.; D. EICKHOFF & R. WOLF (1991):** Mindestpflege und Mindestnutzung verschiedener Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 60: 1-160.
- BRIEMLE, G. (1999):** Aulendorfer Extensivierungsversuch: Ergebnisse aus 10 Jahren Grünlandausmagerung. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 73: 63-94.
- BRUCKHAUS, A. (1992):** Ergebnisse zur Embryonalentwicklung bei Feldheuschrecken und ihre Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. *Articulata* Beiheft 2: 1-115.
- BRUCKHAUS, A. & P. DETZEL (1997):** Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen - Ein Beitrag zur Objektivierung des Instruments der Roten Listen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29/5: 138-145.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2008):** Karte der Bodenregionen und Bodengroßlandschaften 1:5.000.000 (BGL5000). Online. ([https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche\\_Karten\\_Datenbanken/Themenkarten/BGL5000.html](https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/Themenkarten/BGL5000.html))
- BUTTLER, K.P.; M. THIEME & MITARBEITER (2016):** Florenliste von Deutschland - Gefäßpflanzen, Version 8. Frankfurt a. M., online. (<http://www.kp-buttler.de>)
- CARVELL, C. (2002):** Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, 103: 33-49.
- CARVELL, C.; J.L. OSBORNE; A.F. BOURKE; S.N. FREEMAN; R.F. PYWELL & M.S. HEARD (2011):** Bumblebee species' responses to a targeted conservation measure depend on landscape context and habitat quality. *Ecological Applications* 21/5:1760-71.
- CHARMAN, T. (2007):** Ecology and conservation genetics of *Bombus distinguendus*, the Great Yellow Bumblebee. Ph.D. thesis, University of Cambridge.
- CHISHOLM, C.; Z. LINDO & A. GONZALEZ (2011):** Metacommunity diversity depends on connectivity and patch arrangement in heterogeneous habitat networks. *Ecography* 34: 415-424.
- CLAVEL, J.; R. JULLIARD & V. DEVICTOR (2011):** Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 222-228.
- CLOUGH, Y.; J. BARKMANN; J. JUHRBANDT; M. KESSLER; T.C. WANGER; A. ANSHARY; D. BUCHORI; D. CICUZZA; K. DARRAS; D. DWI PUTRA; S. ERASMI; R. PITOPANG; C. SCHMIDT; C.H. SCHULZE; D. SEIDEL; I. STEFFAN-DEWENTER; K. STENCHLY; S. VIDAL; M. WEIST; A.C. WIELGOSS & T. TSCHARNTKE (2011):** Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 8311-8316.
- CLOUGH, Y.; J. EKROOS; A. BÁLDI; P. BATÁRY; R. BOMMARCO; N. GROSS; A. HOLZSCHUH, S. HOPFENMÜLLER; E. KNOP; M. KUUSSAARI; R. LINDBORG; L. MARINI; E. ÖCKINGER; S. POTTS; J. POYRY; S. ROBERTS; I. STEFFAN-DEWENTER & H. SMITH (2014):** Density of insect-pollinated grassland plants decreases with increasing surrounding land-use intensity. *Ecology Letters* 17: 1168-1177.
- CÖLLN, K. & A. JAKUBZICK (2016):** Katalog der Wespen und Bienen des Landkreises Vulkaneifel als Grundlage einer Analyse zur Bedeutung von Abgrabungen für den Artenschutz. Online.
- COLLINGE, S.K.; K.L. PRUDIC & J.C. OLIVER (2003):** Effects of local habitat quality characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology* 17: 178-187.
- CONCEPCIÓN, E.D.; M. DÍAZ & R.A. BAQUERO (2008):** Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23/2: 135-148.
- CONCEPCIÓN, E.D. & M. DÍAZ (2011):** Field, landscape and regional effects of farmland management on specialist open-land birds - Does body size matter? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142: 303-310.
- CONNELL, J.H. (1978):** Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- CONNOP, S.; T. HILL; J. STEER & P. SHAW (2011):** Microsatellite analysis reveals the spatial dynamics of *Bombus humilis* and *Bombus sylvarum*. *Insect Conservation and Diversity* 4: 212-221.

- CRAIG, D.P.; C.E. BOCK; B.C. BENNET & J.H. BOCK (1999):** Habitat relationships among grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) at the western limit of the Great Plains in Colorado. *American Midland Naturalist* 142: 314-327.
- CRIST, T.O. & V.E. PETERS (2014):** Landscape and local controls of insect biodiversity in conservation grasslands - Implications for the conservation of ecosystem service providers in agricultural environments. *Land* 3: 693-718.
- DALBECK, L. (2011):** Biberlichtungen als Lebensraum für Heuschrecken in Wäldern der Eifel. *Articulata, Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie* 26/2: 97-108.
- DAUBER, J.P.; M. HIRSCH; D. SIMMERING; R. WALDHARDT; A. OTTE & V. WOLTERS (2003):** Landscape structure as an indicator of biodiversity: Matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 321-329.
- DENNIS, P.; M.R. YOUNG & I.J. GORDON (1998):** Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253-264.
- DENNO, R.F.; M.S. MCCLURE & J.R. OTT (1995):** Interspecific interactions in phytophagous insects: competition reexamined and resurrected. *Annual Review of Entomology* 40: 297-331.
- DE PALMA, A.; S. ABRAHAMCZYK; M.A. AIZEN; M. ALBRECHT; Y. BASSET; A. BATES; R.J. BLAKE; C. BOUTIN; R. BUGTER; S. CONNOP; L. CRUZ-LÓPEZ; S.A. CUNNINGHAM; B. DARVILL; T. DIEKÖTTER; S. DORN; N. DOWNING; M.H. ENTLING; N. FARWIG; A. FELICIOLI; S.J. FONTE; R. FOWLER; M. FRANZÉN; D. GOULSON; I. GRASS; M.E. HANLEY; S.D. HENDRIX; F. HERRMANN; F. HERZOG; A. HOLZSCHUH; B. JAUKER; M. KESSLER; M.E. KNIGHT; A. KRUESS; P. LAVELLE; V. LE FÉON; P. LENTINI; L.A. MALONE; J. MARSHALL; E.M. PACHÓN; Q.S. MCFREDERICK; C.L. MORALES; S. MUDRI-STOJNIC; G. NATES-PARRA; S.G. NILSSON; E. ÖCKINGER; L. OSGATHORPE; A. PARRA-H; C.A. PERES; A.S. PERSSON; T. PETANIDOU; K. POVEDA; E.F. POWER; M. QUARANTA; C. QUINTERO; R. RADER; M.H. RICHARDS; T.A. ROULSTON; L. ROUSSEAU; J.P. SADLER; U. SAMNEGÅRD; N.A. SCHELLHORN; C. SCHÜEPP; O. SCHWEIGER; A.H. SMITH-PARDO; I. STEFFAN-DEWENTER; J.C. STOUT; R.K. TONETTO; T. TSCHARNTKE; J.M. TYLIANAKIS; H.A.F. VERBOVEN; C.H. VERGARA; J. VERHULST; C. WESTPHAL; H.J. YOON & A. PURVIS (2016):** Predicting bee community responses to land-use changes: Effects of geographic and taxonomic biases. *Scientific Reports* 6: 31153.
- DETZEL, P. (1992):** Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. In: TRAUTNER, J.: Arten- und Biotopschutz in der Planung - Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: 189-194. Markgraf, Weikersheim.
- DETZEL, P. (1998):** Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart, Ulmer.
- DIAZ-FORERO, I.; V. KUUSEMETS; M. MÄND; A. LIIVAMÄGI; T. KAART & J. LUIG (2012):** Influence of local and landscape factors on bumblebees in semi-natural meadows: A multiple-scale study in a forested landscape. *Journal of Insect Conservation* 17: 113-125.
- DICKEL R; K. REITER; W. ROGGENDORF; A. SANDER (2010):** Halbzeitbewertung von PROFIL Teil II - Kapitel 13 - Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen (ELER-Code 214), Braunschweig.
- DIEKÖTTER, T.; K. WALTHER-HELLWIG; M. CONRADI; M. SUTER & R. FRANKL (2006):** Effects of landscape elements on the distribution of the rare bumblebee species *Bombus muscorum* in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 15: 57-68.
- DIERSCHKE, H. (1994):** Pflanzensoziologie - Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2008):** Kulturgrasland. Ulmer, Stuttgart. 239 S.
- DI GIULIO, M.; P.J. EDWARDS & E. MEISTER (2001):** Enhancing insect diversity in agricultural grasslands - The roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310-319.
- DLR - DEUTSCHES ZENTRUM FÜR LUFT- UND RAUMFAHRT (2017):** CORINE Landcover - Bodenbedeckungsdaten für Deutschland. Online, Stand 02.02.2017. ([http://www.CORINE.dfd.dlr.de/intro\\_de.html](http://www.CORINE.dfd.dlr.de/intro_de.html)).

- DÖLER, H.-P. & P. DETZEL (2008):** Zur Heuschreckenfauna des Naturschutzgebiets Irndorfer Hardt - Analyse und Pflegeempfehlungen. In: *Articulata: Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie* 23/1: 1-14.
- DOLEK, M. (1994):** Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der südlichen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). Schriftenreihe Agrarökologie, Band 10. Haupt Verlag, Bern.
- DUELLI, P. & M.K. OBRIST (2003):** Regional biodiversity in an agricultural landscape - The contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4: 129-138.
- EBELING, A.; A.M. KLEIN; J. SCHUMACHER; W.W. WEISSER & T. TSCHARNTKE (2008):** How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos* 117: 1808-1815.
- EBELING, A.; E. ALLAN; J. HEIMANN; G. KÖHLER; M. SCHERER-LORENZEN; A. VOGEL; A. WEIGELT & W.W. WEISSER (2013):** The impact of plant diversity and fertilization on fitness of a generalist grasshopper. *Basic and Applied Ecology* 14: 246-254.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- ENGELMANN, H.D. (1978):** Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18: 378-380.
- ESRI - ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (2012):** ArcGIS Desktop 10.1. Redlands, CA.
- ESSER, J; M. FUHRMANN & C. VENNE (2010):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Wildbienen und Wespen (Hymenoptera: Apidae, Crabronidae, Sphecidae, Ampulicidae, Pompilidae, Vespidae, Tiphiidae, Sapygidae, Mutillidae, Chrysididae) Nordrhein-Westfalens. *Ampulex* 2: 5 ff.
- FAHRIG, L.; J. BAUDRY; L. BROTONS; F.G. BUREL; T.O. CRIST; R.J. FULLER; C. SIRAMI; G.M. SIRIWARDENA & J.-L. MARTIN (2011):** Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Letters* 14: 101-112.
- FAHRIG, L. (2013):** Rethinking patch size and isolation effects - the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40: 1649-1663.
- FAHRIG, L.; J. GIRARD; D. DURO; J. PASHER; A. SMITH; S. JAVOREK; D. KING; K. FREEMARK LINDSAY; S. MITCHELL & L. TISCHENDORF (2015):** Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 200: 219-234.
- FAHRMEIR, L.; R. KÜNSTLER; I. PIGEOT & G. TUTZ (2007):** Statistik - Der Weg zur Datenanalyse. Springer, Berlin.
- FALK, S. & R. LEWINGTON (2015):** Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland. Bloomsbury, New York. 432 S.
- FARTMANN, T. & H. MATTES (1997):** Heuschreckenfauna und Grünland - Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. In: MATTES H. (Hrsg.): *Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster* Band 3: 179-188.
- FELDMANN, R. (1995):** Das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) als Trachtpflanze für Hummeln. *Natur und Heimat - Floristische, faunistische und ökologische Berichte*. Herausgeber Westfälisches Museum für Naturkunde, Münster - Landschaftsverband Westfalen-Lippe 55/4.
- FISCHER, J.; J. STOTT & B.S. LAW (2010):** The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation* 143: 1564-1567.
- FISCHER, J.; D. STEINLECHNER; A.L. ZEHEM; D. PONIATOWSKI; T. FARTMANN; A. BECKMANN & C. STETTMER (2016):** Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols - Bestimmen - Beobachten - Schützen. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- FOURNIER, B.; A. MOULY; M. MORETTI; F. GILLET (2017):** Contrasting processes drive alpha and beta taxonomic, functional and phylogenetic diversity of orthopteran communities in grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 242: 43-52.

- FRONEK, A. (1997):** Zur Heuschreckenfauna der Industriefolgelandschaft „Zehdenicker Tonstiche“ (Nordbrandenburg). Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 3: 63-75.
- FRÜND, J.; K.E. LINSENMAIR & N. BLÜTHGEN (2010):** Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos* 119: 1581-1590.
- FUHRMANN, M. (2009):** Bienen und Wespen im geschlossenen Buchenwald. *Natur in NRW* Nr. 2/2009.
- FUHRMANN, M. (2010):** Bemerkungen zur Hummelfauna des Kreises Siegen-Wittgenstein In: Beiträge zur Tier- und Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgenstein, Band 9: 11-18. Biologische Station Siegen-Wittgenstein, Siegen.
- GABRIEL, D.; S.M. SAIT; J.A. HODGSON; U. SCHMUTZ; W.E. KUNIN & T.G. BENTON (2010):** Scale matters - The impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecological Letters* 13: 858-869.
- GÁMEZ-VIRUÉS, S.; D.J. PEROVIĆ; M.M. GOSSNER; C. BÖRSCHIG; N. BLÜTHGEN; H.D. JONG; N.K. SIMONS; A.-M. KLEIN; J. KRAUSS; G. MAIER; C. SCHERBER; J. STECKEL; C. ROTHENWÖHRER; I. STEFFAN-DEWENTER; C.N. WEINER; W. WEISSER; M. WERNER; T. TSCHARNTKE & C. WESTPHAL (2015):** Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications* 6: 8568.
- GARDINER, T.; M. PYE; R. FIELD & J. HILL (2002):** The influence of sward height and vegetation composition in determining the habitat preferences of three *Chorthippus* species (Orthoptera: Acrididae) in Chelmsford, Essex, UK. *Journal of Orthoptera Research* 11: 207-213.
- GARDINER, T. & J. HILL (2006):** Mortality of Orthoptera caused by mechanical mowing of grassland. *British Journal of Entomology and Natural History* 19: 38-40.
- GARIBALDI, L.A.; I. STEFFAN-DEWENTER; C. KREMEN; J.M. MORALES; R. BOMMARCO & S.A. CUNNINGHAM; L.G. CARVALHEIRO; N.P. CHACOFF; J.H. DUDENHÖFFER; S.S. GREENLEAF; A. HOLZSCHUH; R. ISAACS; K. KREWENKA; Y. MANDELIK; M.M. MAYFIELD; L.A. MORANDIN; S.G. POTTS; T.H. RICKETTS; H. SZENTGYÖRGYI; B.F. VIANA; C. WESTPHAL; R. WINFREE & A.M. KLEIN (2011):** Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecological Letters* 14: 1062-1072.
- GASTON, K. (1992).** Regional Numbers of Insect and Plant Species. *Functional Ecology* 6/3: 243-247.
- GATHMANN, A.; H.J. GREILER & T. TSCHARNTKE (1994):** Trapnesting bees and wasps colonizing set-aside fields - Succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98: 8-14.
- GHAZOUL, J. (2006):** Floral diversity and the facilitation of pollination. *Journal of Ecology* 94: 295-304.
- GONZÁLEZ, E.; A. SALVO & G. VALLADARES (2016):** Natural vegetation cover in the landscape and edge effects - Differential responses of insect orders in a fragmented forest. *Insect Science* 24/5: 891-901.
- GOSSNER, M.M.; T. LEWINSOHN; T. KAHL; F. GRASSEIN; S. BOCH; D. PRATI; K. BIRKHOFFER; S.C. RENNER; J. SIKORSKI; T. WUBET; H. ARNDT; V. BAUMGARTNER; S. BLASER; N. BLÜTHGEN; C. BÖRSCHIG; F. BUSCOT; T. DIEKÖTTER; L.R. JORGE; K. JUNG; A.C. KEYEL; A.-M. KLEIN; S. KLEMMER; J. KRAUSS; M. LANGE; J. MÜLLER; J. OVERMANN; E. PAŠALIĆ; C. PENONE; D.J. PEROVIĆ; O. PURSCHKE; P. SCHALL; S.A. SOCHER; I. SONNEMANN; M. TSCHAPKA; T. TSCHARNTKE; M. TÜRKE; P.C. VENTER; C.N. WEINER; M. WERNER; V. WOLTERS; S. WURST; C. WESTPHAL; M. FISCHER; W.W. WEISSER & E. ALLAN (2016):** Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540: 266-269.
- GOULSON, D.; M.E. HANLEY; B. DARVILL; J.S. ELLIS & M.E. KNIGHT (2005):** Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation* 122: 1-8.
- GOULSON, D.; G.C. LYE & B. DARVILL (2008a):** Decline and conservation of bumblebees. *Annual Review of Entomology* 53: 191-208.
- GOULSON, D.; G.C. LYE & B. DARVILL (2008b):** Diet breadth, coexistence and rarity in bumblebees. *Biodiversity and Conservation* 17/13: 3269-88.
- GRABERT, H. (1998):** Abriss der Geologie von Nordrhein-Westfalen. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- GÜTHLER, W. & R. OPPERMAN (2005):** Agrarumweltprogramme und Vertragsnaturschutz weiter entwickeln. Reihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 13, Bundesamt für Naturschutz.
- HACHMÖLLER, B.; M. HÖLZEL; P.A. SCHMIDT; C. WALCZAK; M. ZIEVERINK & B. ZÖLPHEL (2010):** Regeneration und Verbund (sub-)montaner Grünlandbiotope im Osterzgebirge - Ergebnisse eines E+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz. Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 99. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- HADDAD, N.M.; J. HAARSTAD & D. TILMAN (2000):** The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 124: 73-84.
- HALLMANN, C.A.; M. SORG; E. JONGEJANS; H. SIEPEL; N. HOFLAND; H. SCHWAN; W. STENMANS; A. MÜLLER; H. SUMSER; T. HÖRREN; D. GOULSON & H. DE KROON (2017):** More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12/10: e0185809.
- HANDKE, K.; A. OTTE & T.W. DONATH (2011):** Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43/9: 280-288.
- HANLEY, M.E.; M. FRANCO; C.E. DEAN; E.L. FRANKLIN; H.R. HARRIS; A.G. HAYNES; S.P. RAPSON; G. ROWSE; K.C. THOMAS; B.R. WATERHOUSE & M.E. KNIGHT (2011):** Increased bumblebee abundance along the margins of a mass flowering crop: Evidence for pollinator spill-over. *Oikos* 120: 1618-1624.
- HAO, S.; S. WANG; A. CEASE & L. KANG (2015):** Landscape level patterns of grasshopper communities in Inner Mongolia - Interactive effects of livestock grazing and a precipitation gradient. *Landscape Ecology* 30: 1657-1668.
- HATFIELD, R.G. & G. LEBUHN (2007):** Patch and landscape factors shape community assemblage of bumblebees, *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae), in montane meadows. *Biological Conservation* 139: 150-158.
- HAUTIER, Y.; E.W. SEABLOOM; E.T. BORER; P.B. ADLER; W.S. HARPOLE; H. HILLEBRAND; E.M. LIND; A.S. MACDOUGALL; C.J. STEVENS; J.D. BAKKER; Y.M. BUCKLEY; C. CHU; S.L. COLLINS; P. DALEO; E.I. DAMSCHEN; K.F. DAVIES; P.A. FAY; J. FIRN; D.S. GRUNER; V.L. JIN; J.A. KLEIN; J.M.H. KNOPS; K.J. LA PIERRE; W. LI; R.L. MCCULLEY; B.A. MELBOURNE; J.L. MOORE; L.R. O'HALLORAN; S.M. PROBER; A.C. RISCH; M. SANKARAN; M. SCHUETZ & A. HECTOR (2014):** Eutrophication weakens stabilizing effects of diversity in natural grasslands. *Nature* 508: 521-525.
- HEARD, M.S.; C. CARVELL; N.L. CARRECK; P. ROTHERY; J.L. OSBORNE & A.F.G BOURKE (2007):** Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. *Biological Letters* 3: 638-641.
- HEDTKE, C. (1996):** Heimfinden von *Apis mellifera* und 4 *Bombus*-Arten im Vergleich. *Apidologie* 27: 320-323.
- HEGLAND, S.J. & L. BOEKE (2006):** Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. *Ecological Entomology* 31: 532-538.
- HEITHAUS, E.R. (1974):** The role of plant-pollinator interactions in determining community structure. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 61: 675-691.
- HENNINGSSEN, D. (2002):** Einführung in die Geologie Deutschlands. 6. überarbeitete Auflage. Spektrum: Akademischer Verlag, Heidelberg.
- HERMANN, G. (1992):** Tagfalter und Widderchen - Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. 219-238. Markgraf, Weikersheim.
- HOCHKIRCH, A. (2016):** The insect crisis we can't ignore. *Nature* 359: 141.
- HÖTKER, H.; V. DIERSCHKE; M. FLADE & C. LEUSCHNER (2014):** Diversitätsverluste in der Brutvogelwelt des Acker- und Grünlands. *Natur und Landschaft* 9/10: 410-416.

- HOLZSCHUH, A.; I. STEFFAN-DEWENTER; D. KLEIJN & T. TSCHARNTKE (2007):** Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: Effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44: 41-49.
- HOLZSCHUH, A.; I. STEFFAN-DEWENTER; T. TSCHARNTKE (2008):** Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117: 354-361.
- HOLZSCHUH, A.; M. DAINESE; J.P. GONZÁLEZ-VARO; S. MUDRI-STOJNIĆ; V. RIEDINGER; M. RUNDLÖF; J. SCHEPER; J.B. WICKENS; V.J. WICKENS; R. BOMMARCO; D. KLEIJN; S.G. POTTS; S.P.M. ROBERTS; H.G. SMITH; M. VILÀ; A. VUJIĆ & I. STEFFAN-DEWENTER (2016):** Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters* 19: 1228-1236.
- HORSTKOTTE, J.; C. LORENZ & A. WENDLER (1994):** Heuschrecken - Bestimmung, Verbreitung, Lebensräume und Gefährdung aller in Deutschland vorkommenden Arten. 12. unveränderte Auflage. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- HUDEWENZ, A.; A.M. KLEIN; C. SCHERBER; L. STANKE; T. TSCHARNTKE; A. VOGEL; A. WEIGELT; W.W. WEISSER; A. EBELING (2012):** Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation* 150: 42-52.
- HUMBERT, J.-Y.; J. GHAZOUL; N. RICHNER & T. WALTHER (2010):** Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139: 522-527.
- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998):** Die Heuschrecken Mitteleuropas. 1. Auflage. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- INGRISCH, S. (1984):** Zur Verbreitung und Vergesellschaftung der Orthopteren in der Nordeifel. In: *Decheniana: Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens* 137: 79-104.
- JAKOLEV, V. (1959):** Mikroklimatische Untersuchungen in einigen Acridenbiotopen. *Zur Morphologie und Ökologie der Tiere* 48: 89-101.
- JERRENTROP, J.S.; N. WRAGE-MÖNNIG; K.U. RÖVER & J. ISSELSTEIN (2014):** Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 51/4: 968-977.
- JONAS, J.L.; M.R. WHILES & R.E. CHARLTON (2002):** Aboveground invertebrate responses to land management differences in a Central Kansas grassland. *Environmental Entomology* 31: 1142-1152.
- JOVIČIĆ, S.; G. BURGIO; I. DITI; D. KRAŠIĆ; Z. MARKOV; S. RADENKOVIĆ & A. VUJIĆ (2017):** Influence of landscape structure and land use on *Merodon* and *Cheilosia* (Diptera: Syrphidae) - contrasting responses of two genera. *Journal of Insect Conservation* 21: 53.
- KENNEDY, C.M.; E. LONDSORF; M.C. NEEL; N.M. WILLIAMS; T.H. RICKETTS; R. WINFREE; R. BOMMARCO; C. BRITAIN; A.L. BURLEY; D. CARIVEAU (2013):** A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agro-ecosystems. *Ecological Letters* 16: 584-599.
- KIEL, E-F. (1999):** Heuschrecken und Mahd - Empfehlungen für das Pflegemanagement in Feuchtwiesenschutzgebieten. *LÖBF-Mitteilungen (Recklinghausen)* 24/3: 63-66.
- KLEIJN, D.; F. BERENDSE; R. SMIT & N. GILISSEN (2001):** Agri-environmental schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723-725.
- KLEIJN, D. & W.J. SUTHERLAND (2003):** How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969.
- KLEIJN, D.; R.A. BAQUERO; Y. CLOUGH; M. DIAZ; J. DE ESTEBAN; F. FERNÁNDEZ; D. GABRIEL; F. HERZOG; A. HOLZSCHUH; R. JÖHL; E. KNOP; A. KRUESS; E.P.J. MARSHALL; I. STEFFAN-DEWENTER; T. TSCHARNTKE; J. VERHULST; T.M. WEST & J.L. YELA (2006):** Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecological Letters* 9: 243-254.
- KLEIJN, D.; F. KOHLER; A. BÁLDI; P. BATÁRY; E.D. CONCEPCIÓN; Y. CLOUGH; M. DÍAZ; D. GABRIEL; A. HOLZSCHUH; E. KNOP; A. KOVÁCS; E.J.P. MARSHALL; T. TSCHARNTKE & J. VERHULST (2009):** On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society London B Biological Sciences* 276: 903-909.



- KNIGHT, M.E.; A.P. MARTIN; S. BISHOP; J.L. OSBORNE; R.J. HALE; A. SANDERSON & D. GOULSON (2005):** An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology* 14:1811.
- KNOP, E.; D. KLEIJN; F. HERZOG & B. SCHMID (2006):** Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43: 120-127.
- KNOP E.; F. HERZOG & B. SCHMID (2011):** Effect of connectivity between restoration meadows on invertebrates with contrasting dispersal abilities. *Restoration Ecology* 19: 151-159
- KÖNIG, H. (2003):** Naturausstattung der nordrhein-westfälischen Normallandschaft. *LÖBF-Mitteilungen* 2/03: 15-24.
- KOHL, A. (1989):** Untersuchungen von eingetragenen Pollen bei in künstlich in Nestern gehaltenen Hummelarten und Rekonstruktion der besuchten Phytozönosen im Jahresverlauf. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 17: 713-718.
- KOHLER, F.; J. VERHULST; E. KNOP; F. HERZOG & D. KLEIJN (2006):** Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biological Conservation* 135: 302-307.
- KRATOCHWIL, A. (1985):** Beobachtung zur Blütenbesucher-Gemeinschaft eines aufgelassenen Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl - Ein Beitrag zur Bedeutung brachliegender Wiesen für den Naturschutz. *Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie*.
- KRATOCHWIL, A. (1989):** Biozönotische Umschichtung im Grünland durch Düngung. In: *NNA-Berichte* 2/1: 46-58.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2001):** Ökologie der Lebensgemeinschaften. Ulmer, Stuttgart.
- KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2008):** Biozöologische Aspekte im Kulturgrasland. In: DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE: *Kulturgrasland*. Ulmer, Stuttgart. 239 S.
- KRAUSE, B.; K. WESCHE; H. CULMSEE & C. LEUSCHNER (2014):** Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland. *Natur und Landschaft* 9/10: 399-404.
- KREMEN, C.; N.M. WILLIAMS; R.L. BUGG; J.P. FAY & R.W. THORP (2004):** The area requirements on an ecosystem service - Crop pollination by native bee communities in California. *Ecological Letters* 7: 1109-1119.
- KREWENKA, K.M.; A. HOLZSCHUH; T. TSCHARNTKE & C.F. DORMANN (2011):** Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biological Conservation* 144: 1816-1825.
- KRIEGBAUM, H. & G. SCHLAPP (1994):** Ansätze zur Effizienzkontrolle der Naturschutzförderprogramme - Experimente zum Ackerrandstreifenprogramm der Außenstelle Nordbayern. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* 126, *Berichte aus dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz* 6: 111-117.
- KRONSHAGE, A. (1997):** Heuschrecken und ihre Lebensräume im Raum Schwelm (Südwestfälisches Bergland). In: MATTES, H.: *Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen*. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Universität Münster* 3: 83-95.
- KRUSS, A. & T. TSCHARNTKE (2002):** Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16/6: 1570-1580.
- LACK, D.L. (1976):** *Island Biology*. Blackwell, Oxford.
- LANDIS, D.A.; S.D. WRATTEN & G.M. GURR (2000):** Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45/1: 175-201.
- LANG, S. & D. TIEDE (2003):** V-LATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. Salzburg
- LANG, S. & T. BLASCHKE (2007):** *Landschaftsanalyse mit GIS*. Ulmer, Stuttgart.

- LANUV - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2008):** Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW, Recklinghausen.
- LARRIVÉE, M.; P. DRAPEAU & L. FAHRIG (2008):** Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. *Forest Ecology and Management* 255/5-6: 1434-1445.
- LAUSSMANN, H. (1999):** Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). Verlag Agrarökologie, Bern. 215 S.
- LAWTON, J.H. (1983):** Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* 28: 23-39.
- LE FÉON, V.; A. SCHERMANN-LEGIONNET; Y. DELETTRE; S. AVIRON; R. BILLETER; R. BUGTER; F. HENDRICKX & F. BUREL (2010):** Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities - A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 143-150.
- LENNARTZ, G. (2002):** Der biozöologisch-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis - dargestellt am Beispiel der Borstgrasrasen (Violion) der Eifel unter Berücksichtigung der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken, Tagfalter und Schwebfliegen. Akademische Edition Umweltforschung 25. Shaker, Aachen.
- LENNARTZ, G.; J. BLESS; A. FÜRSTE; B. THEISSEN; A. TOSCHKI; T. PREUSS; T. STRAUSS; B. TISCHLER; A. SCHÄFFER & M. ROSS-NICKOLL (2006):** Modellierung von Landschaftsentwicklungsszenarien für die Managementzone im Nationalpark Eifel unter Berücksichtigung verschiedener Managementvarianten einschließlich spezieller Untersuchungen der Heuschrecken, Tagfalter und Vögel sowie der Ableitung von Monitoringparametern für die Offenlandentwicklung. Abschlussbericht im Auftrag der LÖBF.
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007):** Multivariate Statistik in der Ökologie - Eine Einführung. Springer, Berlin.
- LOREAU, M.; N. MOUQUET & A. GONZALEZ (2003):** Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 100: 12765-12770.
- LWK NRW - LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (2012):** Zahlen zur Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen 2012: Strukturen und Produktionsmethoden der nordrhein-westfälischen Landwirtschaft nach Landwirtschaftszählung 2010, Bonn.
- LWK NRW - LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (2016):** Extensive Grünlandnutzung - Förderung von Agrarumweltmaßnahmen. (Stand Oktober 2016).  
<http://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/laendlicherraum/aum/gruenland.htm>
- MAAS, S.; P. DETZEL & A. STAUDT (2002):** Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967):** The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton. 215 S.
- MÄND, M.; R. MÄND & I.H. WILLIAMS (2002):** Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 69-76.
- MANNING, P.; M.M. GOSSNER; O. BOSSDORF; E. ALLAN; Y.Y. ZHANG; D. PRATI; N. BLÜTHGEN; S. BOCH; S. BÖHM; C. BÖRSCHIG; N. HÖLZEL; K. JUNG; V.H. KLAUS; A.V. KLEIN; T. KLEINEBECKER; J. KRAUSS; M. LANGE; J. MÜLLER; E. PAŠALIĆ; S.A. SOCHER; M. TSCHAPKA; M. TÜRKE; C. WEINER; M. WERNER; S. GOCKEL; A. HEMP; S.C. RENNER; K. WELLS; F. BUSCOT; E.K.V. KALKO; K.E. LINSENMAIR; W.W. WEISSER & M. FISCHER (2015):** Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology* 96: 1492-1501.
- MARINI, L.; P. FONTANA; M. SCOTTON & S. KLIMECK (2008):** Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* 45: 361-170.
- MARINI, L.; P. FONTANA; A. BATTISTI & K.J. GASTON (2009a):** Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland-forest mosaic - A multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity* 2: 213-220.

- MARINI, L.; P. FONTANA; A. BATTSITI & K.J. GASTON (2009b):** Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132: 232-236.
- MARINI, L.; R. BOMMARCO; P. FONTANA & A. BATTIST (2010):** Disentangling effects of habitat diversity and area on orthopteran species with contrasting mobility. *Biological Conservation* 143: 2164-2171.
- MATTES, H. (HRSG.) (1997):** Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster* 3: 179-188.
- MATZDORF, B.; N. BECKER; T. KAISER & M.-S. ROHNER (2005):** Vorschläge zur Weiterentwicklung von Agrarumweltmaßnahmen im Bereich Grünland. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg. Internetseite Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.: [http://z2.zalf.de/oa/GL-Bericht\\_17.pdf](http://z2.zalf.de/oa/GL-Bericht_17.pdf). (Stand 20.11.2007).
- MAUSS, V. & M. SCHINDLER (2002):** Hummeln (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) auf Magerrasen (Mesobromion) der Kalkeifel - Diversität, Schutzwürdigkeit und Hinweise zur Biotoppflege. *Natur und Landschaft* 77/12: 485-492.
- MAZEROLLE, M.A. & M. VILLARD (1999):** Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience* 6: 117-124.
- MCCUNE, B. & J.B. GRACE (2002):** Analysis of Ecological Communities. MjM Software, Gleneden Beach.
- MELLIGER, R.L.; H.P. RUSTERHOLZ & B. BAUR (2017):** Habitat- and matrix-related differences in species diversity and trait richness of vascular plants, Orthoptera and Lepidoptera in an urban landscape. *Urban Ecosystems* 2017: 1-13.
- MEYER, W. (1994):** Geologie der Eifel. 3. ergänzte Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MEYER, B.; V. GAEBELE & I. STEFFAN-DEWENTER (2007):** Patch size and landscape effects on pollinators and seed set of the Horseshoe Vetch, *Hippocrepis comosa*, in an agricultural landscape of Central Europe. *Entomologia Generalis* 30: 173-185.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1953):** Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.
- MICHEL, C. (2007):** Landesweite Erfolgskontrollen des Vertragsnaturschutzes. *Naturschutz-Mitteilungen* 1/07: 29-35.
- MICHENER, C.D. (2000):** The Bees of the World. The John Hopkins University Press, Baltimore. 913 S.
- MILBERG, P; K.-O. BERGMAN; E. CRONVALL; Å.I. ERIKSSON; A. GLIMSKÄR; A. ISLAMOVIC; D. JONASON; Z. LÖFQVIST & L. WESTERBERG (2016):** Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230: 47-54.
- MINKENBERG, O.P. & J.J. OTTENHEIM (1990):** Effect of leaf nitrogen content of tomato plants on preference and performance of a leafmining fly. *Oecologia* 83: 291-298.
- MJM SOFTWARE (2006):** PC-ORD 5 - Multivariate Analysis of Ecological Data. Gleneden Beach, OR.
- MORETTI, M.; F. DE BELLO; S. IBANEZ; S. FONTANA; G.B. PEZZATTI; F. DZIOCK; C. RIXEN & S. LAVOREL (2013):** Linking traits between plants and invertebrate herbivores to track functional effects of land-use changes. *Journal of Vegetation Science* 24: 949-962.
- MORI, A.S; T. FURUKAWA & T SASAKI (2013):** Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biological Reviews*. 88: 349-364.
- MORRIS, M.G. & K.H. LAKHANI (1979):** Responses of Grassland Invertebrates to Management by Cutting - I. Species Diversity of Hemiptera. *Journal of Applied Ecology* 16/1: 77-98.
- MOSER, A.; R. GRAJEWSKI; M. BATHKE; A. BERGSCHMIDT; R. DICKEL; W. EBERHARDT; H. EBERS; B. FÄHRMANN; B. FENGLER; B. FORSTNER; K. FRANZ; H. PETER; A. PUFAHL; K. REITER; W. ROGGENDORF; A. SANDER; G. SCHNAUT; G. SCHWARZ; M. SPENGLER & A. TIETZ (2016):** Ex-post-Bewertung NRW-Programm Ländlicher Raum 2007 bis 2013. Braunschweig: Thünen-Institut XIX: 394.

- MÜHLENBERG, M. (1993):** Freilandökologie. 3. Auflage. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- MÜLLER, A.; A. KREBS & F. AMIET (1997):** Bienen - Mitteleuropäische Gattungen, Lebensweise, Beobachtung. Naturbuch Verlag, Augsburg.
- MÜLLER, H. & A. SCHRÖDER (2003):** Der Bausenberg - Vulkan und Heimat seltener Tiere. Görres Verlag, Koblenz.
- MÜLLER, M. & A. BOSSHARD (2010):** Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieisen - Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. In: Naturschutz und Landschaftsplanung, Zeitschrift für angewandte Ökologie 42/7: 212-217.
- OBERDORFER, E. (2001):** Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. überarbeitete und ergänzte Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- ÖCKINGER, E. & H.G. SMITH (2007):** Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 50-59.
- ÖCKINGER, E.; R. LINDBORG; N.E. SJÖDIN & R. BOMMARCO (2012):** Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography* 35: 259-267.
- OLIVER, O.; D.B. ROY; J.K. HILL; T. BRERETON & C.D. THOMAS (2010):** Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecological Letters* 13: 473-484.
- OLLERTON, J.; R. WINFREE & S. TARRANT (2011):** How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120: 321-326.
- OPPERMANN, R. & H.U. GUJER (HRSG.) (2003):** Artenreiches Grünland - bewerten und fördern - MEKA und ÖQV in der Praxis. Ulmer, Stuttgart. 199 S.
- ORÉADE-BRÈCHE (2005):** Bewertung von Agrarumweltmaßnahmen. Auzeville.
- OSGATHORPE, L.; K. PARK; D. GOULSON; S. ACS & N. HANLEY (2011):** Trade-offs between agriculture and biodiversity in marginal areas. *Ecological Economics* 70: 1162-1169.
- PENNINGS, S.C. & J.C. SIMPSON (2008):** Like herbivores, parasitic plants are limited by host nitrogen content. *Plant Ecology* 196: 245-250.
- PETANIDOU, T. & W.N. ELLIS (1996):** Interdependence of native bee faunas and floras in changing Mediterranean communities. 210-226. In: MATHESON, M.; S.L. BUCHMANN; C. O'TOOLE; P. WESTRICH & I.H. WILLIAMS (HRSG.): The conservation of bees. *Linnean Society Symposium Series* 18. Academic Press, London, UK.
- PFEIFER, M.A.; M. NIEHUIS & C. RENKER (2011):** Die Fang- und Heuschrecken in Rheinland-Pfalz - Verbreitung, Phänologie, Ökologie, Schutz, Kunst und Kultur. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*. Beiheft 41.
- PLA, L.E.; F. CASANOVES & J. DI RIENZO (2012):** Quantifying functional biodiversity. Springer, Dordrecht, London.
- PONIATOWSKI, D. & T. FARTMANN (2005):** Die Ökologie von Roesels Beißschrecke (*Metriopectera roeselii*) im Feuchtgrünland der Medebacher Bucht (Südwestfalen). *Articulata, Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie* 20/2: 85-111.
- PORTIG, S.; M. FREDE; P. FASEL (2010):** Zum aktuellen Vorkommen ausgewählter Heuschreckenarten im Kreis Siegen-Wittgenstein 2003 bis 2009. *Beiträge zur Tier- und Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgenstein* 9: 19-38.
- POTTS, S.G.; B. VULLIAMY; A. DAFNI; G. NE'EMAN & P. WILLMER (2003):** Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84: 2628-2642.
- POTTS, S.G.; B.A. WOODCOCK; S.P.M. ROBERTS; T. TSCHULIN; E.S. PILGRIM; V.K. BROWN & J.R. TALLOWIN (2009):** Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46: 369-379.
- POTTS, S.G.; J.C. BIESMEIJER; C. KREMEN; P. NEUMANN; O. SCHWEIGER & W.E. KUNIN (2010):** Global pollinator declines - Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25/6: 345-353.

- PRICE, P.W. (1984):** Insect Ecology. Wiley, New York.
- RICKETTS, T.H.; J. REGETZ; I. STEFFAN-DEWENTER; S.A. CUNNINGHAM; C. KREMEN; A. BOGDANSKI; B. GEMMILL-HERREN; S.S. GREENLEAF; A.M. KLEIN; M.M. MAYFIELD; L.A. MORANDIN; A. OCHIENG & B. VIANA (2008):** Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? Ecology Letters 11: 499-515.
- RITCHIE, M.E. & D. TILMAN (1995):** Responses of legumes to herbivores and nutrients during succession on a nitrogen-poor soil. Ecology 76: 2648-2655.
- RITCHIE, M.E. (2000):** Nitrogen limitation and trophic vs. abiotic influences on insect herbivores in a temperate grassland. Ecology 81: 1601-1612.
- ROOT, R.B. (1973):** Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats - The fauna of collards (*Brassica oleracea*). Ecological Monographs 43: 95-124.
- RUNDLÖF, M.; H. NILSSON & H.G. SMITH (2008):** Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. Biological Conservation 141: 417-426.
- SCHAFFERS, A.P.; I.P. RAEMAKERS; K.V. SÝKORA & C.J.F. TER BRAAK (2008):** Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. Ecology 89: 782-794.
- SCHERBER, C.; P.N. MWANGI; V.M. TEMPERTON; C. ROSCHER; J. SCHUMACHER; B. SCHMID; W.W. WEISSER (2006):** Effects of plant diversity on invertebrate herbivory in experimental grassland. Oecologia 147: 489-500.
- SCHERBER, C.; N. EISENHAEUER; W.W. WEISSER; B. SCHMID; W. VOIGT; M. FISCHER; E.D. SCHULZE; C. ROSCHER; A. WEIGELT; E. ALLAN; H. BESSLER; M. BONKOWSKI; N. BUCHMANN; F. BUSCOT; L.W. CLEMENT; A. EBELING; C. ENGELS; S. HALLE; I. KERTSCHER; A.M. KLEIN; R. KOLLER; S. KONIG; E. KOWALSKI; V. KUMMER; A. KUU; M. LANGE; D. LAUTERBACH; C. MIDDELHOFF; V.D. MIGUNOVA; A. MILCU; R. MULLER; S. PARTSCH; J.S. PETERMANN; C. RENKER; T. ROTTSTOCK; A. SABAIS; S. SCHEU; J. SCHUMACHER; V.M. TEMPERTON & T. TSCHARNTKE (2010):** Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. Nature 468: 553-556.
- SCHICK, H.P. & W. SCHUMACHER (1994):** Bewertung und Bilanzierung einer Grünlandregion der Westeifel im Hinblick auf den biotischen und abiotischen Ressourcenschutz. Lehr- und Forschungsschwerpunkt „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“ der Universität Bonn. Forschungsberichte 15: 89-109.
- SCHINDLER, M.; O. DIESTELHORST; S. HÄRTEL; C. SAURE; A. SCHANOWSKI & H.R. SCHWENNINGER (2013):** Monitoring agricultural ecosystems by using wild bees as environmental indicators. BioRisk 8: 53-71.
- SCHIRMEL, J.; S. BUCHHOLZ & T. FARTMANN (2010):** Is pitfall trapping a valuable sampling method for grassland Orthoptera? Journal of Insect Conservation 14: 289
- SCHIRMEL, J.; I. BLINDOW & S. BUCHHOLZ (2012):** Life-history trait and functional diversity patterns of ground beetles and spiders along a coastal heathland successional gradient. Basic and Applied Ecology 13: 606-614.
- SCHLUMPRECHT, H. & C. STRÄTZ (1999):** Heuschrecken. In: VUBD: Handbuch landschaftsökologischer Leistungen: 170-182. Eigenverlag, Nürnberg.
- SCHMID-EGGER, C.; S. RISCH & O. NIEHUIS (1995):** Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata) - Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz. Beiheft 16. GNOR-Eigenverlag, Landau.
- SCHMITZ, O.J. & K.B. SUTTLE (2001):** Effects of the top predator species on direct and indirect interactions in a food web. Ecology 82: 2072-2081.
- SCHREIBER, K.-F.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; S. KREBS & P. POSCHLOD (2009):** Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft - 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. Verlag Regionalkultur, Heidelberg.

- SCHUCH, S.; J. BOCK; C. LEUSCHNER; M. SCHAEFER & K. WESCHE (2011):** Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *Journal of Insect Conservation* 15: 811-822.
- SCHUMACHER, W. (1996):** Biodiversität und Landwirtschaft - Erfolge und Perspektiven nutzungsintegrierter Naturschutzkonzepte für das Grünland. - In: STIFTUNG NATUR UND UMWELT RHEINLAND-PFALZ (HRSG.): *Denkanstöße - Naturschutz durch Nutzung* 4. Mainz (Selbstverlag): 54-59.
- SCHUMACHER, W.; H.-P. HELFRICH; H. KAM; C. KÜHNE; C. LEX; A. METZMACHER; K. SCHMIDT; S. KÜHNE & J. BÜTTNER (2007):** Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzes anhand der Populationsgrößen und -entwicklung seltener und gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen. Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“ 148, Bonn.
- SCHUMACHER, W.; L. TREIN & D. ESSER (2013):** Biodiversität von Magerrasen, Wiesen und Weiden am Beispiel der Eifel - Erhaltung und Förderung durch integrative Landnutzung. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 25: 56-71.
- SCHWAB, A.; D. DUBOIS; P.M. FRIED & P.J. EDWARDS (2002):** Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 197-209.
- SCHWENNIGER, H.R. (1992):** Methodisches Vorgehen bei der Bestandserhebung von Wildbienen im Rahmen landschaftsökologischer Untersuchungen. In: TRAUTNER, J.: *Arten und Biotopschutz in der Planung - Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*: 195-202. Markgraf, Weikersheim.
- SIEMANN, E. (1998):** Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* 79: 2057-2070.
- SIEMANN, E.; D. TILMAN; J. HAARSTAD & M. RITCHIE (1998):** Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152: 738-750.
- SMITH, H.G.; J. DANHARDT; A. LINDSTRÖM & M. RUNDLÖF (2010):** Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* 162: 1071-1079.
- SMITH, G.W.; D.M. DEBINSKI; N.A. SCAVO; C.J. LANGE; J.T. DELANEY; R.A. MORANZ; J.R. MILLER; D.M. ENGLE & A.L. TOTH (2016):** Bee Abundance and Nutritional Status in Relation to Grassland Management Practices in an Agricultural Landscape. *Environmental Entomology* 45: 338-347.
- SOCHER, S.A.; D. PRATI; S. BOCH; J. MÜLLER; V.H. KLAUS; N. HÖLZEL & M. FISCHER (2012):** Direct and productivity mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology* 100: 1391-1399.
- SOLIVERES, S.; F. VAN DER PLAS; P. MANNING; D. PRATI; M.M. GOSSNER; S.C. RENNER; F. ALT; H. ARNDT; V. BAUMGARTNER; J. BINKENSTEIN; K. BIRKHOFER; S. BLASER; N. BLÜTHGEN; S. BOCH; S. BÖHM; C. BÖRSCHIG; F. BUSCOT; T. DIEKÖTTER; J. HEINZE; N. HÖLZEL; K. JUNG; V.H. KLAUS; T. KLEINEBECKER; S. KLEMMER; J. KRAUSS; M. LANGE; E.K. MORRIS; J. MÜLLER; Y. OELMANN; J. OVERMANN; E. PAŠALIĆ; M.C. RILLIG; H.M. SCHAEFER; M. SCHLOTER; B. SCHMITT; I. SCHÖNING; M. SCHRUMPF; J. SIKORSKI; S.A. SOCHER; E.F. SOLLY; I. SONNEMANN; E. SORKAU; J. STECKEL; I. STEFFAN-DEWENTER; B. STEMPFHUBER; M. TSCHAPKA; M. TÜRKE; P.C. VENTER; C.N. WEINER; W.W. WEISSER; M. WERNER; C. WESTPHAL; W. WILCKE; V. WOLTERS; T. WUBET; S. WURST; M. FISCHER & E. ALLAN (2016):** Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature* 536: 456-459.
- SORG, M. (2013):** Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise-Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld* 1: 1-5.
- SPECHT, J.; C. SCHERBER; S.B. UNSICKER; G. KÖHLER & W.W. WEISSER (2008):** Diversity and beyond: plant functional identity determines herbivore performance. *Journal of Animal Ecology* 77/5: 1047-1055.
- SSYMAN, A. (1994):** Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz. Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die "FFH-Richtlinie der EU". *Natur und Landschaft* 69/9: 395-406.

- STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2013):** Ergebnisse des Zensus 2011 - Bevölkerungsdichte für Nordrhein-Westfalen. Online. (<https://ergebnisse.zensus2011.de>).
- STECK, C.E. & M. PAUTASSO (2008):** Human population, grasshopper and plant species richness in European countries. *Acta Oecologia* 34/3.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & T. TSCHARNTKE (1999):** Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121: 432-440.
- STEFFNY, H.; A. KRATOCHWIL & A. WOLF (1984):** Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, HesperIIDae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, *Bombus*) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene). *Natur und Landschaft* 59/11: 435-443.
- STEIN, C.; S.B. UNSICKER; A. KAHMEN; M. WAGNER; V. AUDORFF; H. AUGE; D. PRATI & W.W. WEISSER (2010):** Impact of invertebrate herbivory in grasslands depends on plant species diversity. *Ecology* 91: 1639-1650.
- STEIN-BACHINGER, K.; S. FUCHS; F. GOTTWALD; A. HELMECKE; J. GRIMM; P. ZANDER; J. SCHULER; J. BACHINGER; R. GOTTSCHALL; C. SATTLER; C. BRUNS & C. SEIBEL (2010):** Naturschutzfachliche Optimierung des Ökologischen Landbaus "Naturschutzhof Brodowin" - Ergebnisse des E + E-Projektes "Naturschutzhof Brodowin". *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 90. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster.
- SUDFELDT, C.; R. DRÖSCHMEISTER; M. FLADE; C. GRÜNEBERG; A. MITSCHKE; J. SCHWARZ & J. WAHL (2009):** Vögel in Deutschland - 2009. DDA. BfN. LAG VSW, Münster.
- SYSTAT SOFTWARE (2016):** SigmaPlot 13.0 - Exact graphs and data analysis. San Jose, CA.
- TERÄS, J. (1976):** Flower visits of bumblebees, *Bombus* Latr. (Hymenoptera, Apidae), during one summer. *Annales Zoologici Fennici* 13/4: 200-232.
- TEWS, J.; U. BROSE; V. GRIMM; K. TIELBORGER; M.C. WICHMANN; M. SCHWAGER & F. JELTSCH (2004):** Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity - The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92
- THIENEMANN, A. (1939):** Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 195 S.
- THIES, C. & T. TSCHARNTKE (1999):** Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285/5429: 893-895.
- THUNN, U. & B. TONN (2009):** Grünlandaufwüchse - Futter oder Bioenergie? In: SCHREIBER, K.-F.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; S. KREBS & P. POSCHLOD: Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft - 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. Verlag Regionalkultur, Heidelberg. 305-313.
- TORMA, A. & P. CSÁSZÁR (2013):** Species richness and composition patterns across trophic levels of true bugs (Heteroptera) in the agricultural landscape of the lower reach of the Tisza River Basin. *Journal of Insect Conservation* 17: 35-51.
- TORMA, A.; R. GALLÉ & M. BOZSÓ (2014):** Effects of habitat and landscape characteristics on the arthropod assemblages (Araneae, Orthoptera, Heteroptera) of sand grassland remnants in Southern Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196: 42-50.
- TORMA, A. & M. BOZÓ (2016):** Effects of habitat and landscape features on grassland Orthoptera on floodplains in the lower reaches of the Tisza River Basin. *European Journal of Entomology* 113: 60-69.
- TSCHARNTKE, T.; A.M. KLEIN; A. KRUESS; I. STEFFAN-DEWENTER & C. THIES (2005):** Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- TSCHARNTKE, T.; R. BOMMARCO; Y. CLOUGH; T.O. CRIST; D. KLEIJN; T.A. RAND; J.M. TYLIANAKIS; S. VAN NOUHUYS & S. VIDAL (2007):** Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control* 43: 294-309.

- TSCHARNTKE, T.; J.M. TYLIANAKIS; T.A. RAND; R.K. DIDHAM; L. FAHRIG; P. BATÁRY; J. BENGTSOON; Y. CLOUGH; T.O. CRIST; C.F. DORMANN; R.M. EWERS; J. FRUND; R.D. HOLT; A. HOLZSCHUH; A.M. KLEIN; D. KLEIJN; C. KREMEN; D.A. LANDIS; W. LAURANCE; D. LINDENMAYER; C. SCHERBER; N. SODHI; I. STEFFAN-DEWENTER; C. THIES; W.H. VAN DER PUTTEN & C. WESTPHAL (2012):** Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661-685.
- UMWELTBUNDESAMT (2011):** Daten zur Umwelt, Dessau Roßlau.
- UNSICKER, S.B.; A. FRANZKE; J. SPECHT; G. KÖHLER; J. LINZ; C. RENKER; C. STEIN & W.W. WEISSER (2010):** Plant species richness in montane grasslands affects the fitness of a generalist grasshopper species. *Ecology* 91(4):1083-91.
- VICKERY, J.A.; J.R. TALLOWIN; R.E. FEBER; E.J. ASTERAKI; P.W. ATKINSON; R.J. FULLER & V.K. BROWN (2001):** The management of lowland neutral grasslands in Britain: Effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38: 647-664.
- VOLPERS, M. & ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW (1999):** Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken (Saltatoria) in Nordrhein-Westfalen mit kommentierter Faunenliste. 3. Fassung. In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Schriftenreihe 17: 523-540.
- VOLPERS, M.; L. VAUT & ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW (2010):** Rote Liste und Artenverzeichnis der Heuschrecken - Saltatoria - in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), Recklinghausen.
- VON HAGEN, E. & A. AICHHORN (2003):** Hummeln - bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen. 5. überarbeitete Auflage. Fauna-Verlag, Nottuln.
- VOWINKEL, K. (2000):** Nutzungsaufgabe der Harzer Bergwiesen als ökologisches Problem oder Chance für den Naturschutz? In: *Unser Harz* 48: 147-150.
- VTI - VON THÜNEN INSTITUT & INGENIEURGESELLSCHAFT FÜR PLANUNG UND INFORMATIONSTECHNOLOGIE (ENTERA) (2010):** Halbzeitbewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum 2007 - 2013. Plan des Landes Nordrhein-Westfalen zur Entwicklung des ländlichen Raums 2007 - 2013.
- WALTHER-HELLWIG, K.; G. FOKUL; R. FRANKL; R. BÜCHLER; K. EKSCHMITT & V. WOLTERS (2006):** Increased density of honeybee colonies affects foraging bumblebees. *Apidologie* 37/5: 517-532.
- WALTHER-HELLWIG, K. & R. FRANKL (2000a):** Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius* and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). *Journal of Insect Behavior* 13/2: 239-246.
- WALTHER-HELLWIG, K. & R. FRANKL (2000b):** Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* ssp. (Hym., Apidae) in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology* 124: 299-306.
- WEINER C.N.; M. WERNER; K.E. LINSENMAIR & N. BLÜTHGEN (2011):** Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. *Basic and Applied Ecology* 12: 292-299.
- WEINER C.N.; M. WERNER; K.E. LINSENMAIR & N. BLÜTHGEN (2014):** Land-use impacts on plant-pollinator networks: Interaction strength and specialization predict pollinator declines. *Ecology* 95: 466-474.
- WEITZEL, M. (1984):** Zur Geradflüglerfauna des Trierer Landes, *Dentrocopos* 11: 96-103.
- WEKING, S.; I. KÄMPF; W. MATHAR & N. HÖLZEL (2016):** Effects of land use and landscape patterns on Orthoptera communities in the Western Siberian forest steppe. *Biodiversity Conservation* 25: 2341.
- WERKING-RADTKE, J. & H. KÖNIG (2011):** Wirkung von Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen. *Natur in NRW* 3/11: 28-32.
- WERKING-RADTKE, J. & H. KÖNIG (2015):** Wirkungen von Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen. Welchen Einfluss haben sie auf die Biodiversität des Grünlandes? *Natur in NRW* 40/2: 30-34.
- WESCHE, K.; S. SCHUCH & J. BOCK (2014):** Diversitätsverluste und faunistischer Wandel in ausgewählten Insektengruppen des Grünlandes seit 1950. *Natur und Landschaft* 9/10: 417-421.



- WESTPHAL, C.; I. STEFFAN-DEWENTER & T. TSCHARNTKE (2006):** Bumblebees experience landscape at different spatial scales - possible implications for coexistence. *Oecologia* 149: 289-300.
- WESTPHAL, C.; R. BOMMARCO; G. CARRE; E. LAMBORN; N. MORISON; T. PETANIDOU; S.G. POTTS; S.P.M. ROBERTS; H. SZENTGYÖRGYI; T. TSCHULIN; B.E. VAISSIERE; M. WOYCIECHOWSKI; J.C. BIESMEIJER; W.E. KUNIN; J. SETTELE & I. STEFFAN-DEWENTER (2008):** Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs* 78: 653-671.
- WESTRICH, P. (1989):** Die Wildbienen Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- WESTRICH, P.; U. FROMMER; K. MANDERY; H. RIEMANN; H. RUHNKE; C. SAURE & J. VOITH (2012):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. 5. Fassung, Stand Februar 2011. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 373-416. Bundesamt für Naturschutz.
- WIENS, J.A. (1997):** Metapopulation dynamics and landscapeecology. - In: HANKSI, I.A. & M.E. GILPIN: *Metapopulationbiology - ecology, genetics and evolution*. AcademicPress, San Diego, S. 43-62.
- WILLIAMS, I.H. (1994):** The dependences of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Zoology Reviews* 6: 229-257.
- WILLOTT, S.J. (1997):** Thermoregulation in four species of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Functional Ecology* 11: 705-713.
- WINFREE, R.; R. AGUILAR; D.P. VÁZQUEZ; G. LEBUHN & M.A. AIZEN (2009):** A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90: 2068-2076.
- WOLF, H. (1985):** Veränderungen der Hummelfauna (Hymenoptera: Apidae) des Siegerlandes, Bemerkungen zum Artenschutz und Bestimmungsschlüssel der in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Arten. *Natur und Heimat, Floristische, faunistische und ökologische Berichte, Westfälisches Museum für Naturkunde Münster, Landschaftsverband Westfalen Lippe* 45.
- YANCHI, S. & M. LOREAU (1999):** Biodiversity and ecosystem productivity on a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 96: 1463-1498.
- ZULKA, K.P.; M. ABENSPERG-TRAUN; N. MILASOWSZKY; G. BIERINGER; B-A. GEREKEN-KRENN; W. HOLZINGER; G. HÖLZLER; W. RABITSCH; A. REISCHÜTZ; P. QUERNER; N. SAUBERER; I. SCHMITZBERGER; W. WILLNER; T. WRBKA & H. ZECHMEISTER (2014):** Species richness in dry grassland patches of Eastern Austria: A multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 25-36.
- ZURBUCHEN, A.; L. LANDERT; J. KLAIBER; A. MÜLLER; S. HEIN & S. DORN (2010a):** Maximum foraging ranges in solitary bees: Only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* 143: 669-676.
- ZURBUCHEN, A.; S. CHEESMAN; J. KLAIBER; A. MÜLLER; S. HEIN & S. DORN (2010b):** Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 79: 674-681.

## Anhang

**Tabelle I.I:** Pflanzenarten der Untersuchungsflächen nach BUTTLER & THIEME (2016) mit Zeigerwerten (L = Lichtzahl, T = Temperaturzahl, K = Kontinentalitätszahl, F = Feuchtigkeitszahl, R = Reaktionszahl, N = Stickstoffzahl) sowie ihrer Strategie (c = Konkurrenzstrategie, s = Stresstoleranzstrategie, r = Ruderalstrategie) und Lebensform (c = Chamaephyt, g = Geophyt, h = Hemikryptophyt, p = Phanerophyt, t = Therophyt) nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010).

Art	deutscher Name	L	T	K	F	R	N	Strategie	Lebensform
<i>Achillea millefolium</i> L.	Gewöhnliche Schafgarbe	6			4			c	h
<i>Agrostemma githago</i> L.	Korn-Rade	7						cr	t
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Rot-Straußgras	7		3	4	3	3	csr	h
<i>Ajuga reptans</i> L.	Kriech-Günsel	6		2	6		6	csr	h
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	Knick-Fuchsschwanz	9		3	9	7	7	csr	h
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Wiesen-Fuchsschwanz	6		5	6	6	7	c	h
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Acker-Gauchheil	6	6	3	5		6	r	t
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Gewöhnliches Ruchgras			3		5		csr	th
<i>Anthriscus sylvestris</i> HOFFM.	Wiesen-Kerbel	7		5	5		8	c	h
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	Gewöhnlicher Wundklee	8	5	3	3	8	3	csr	h
<i>Apera spica-venti</i> P.B.	Gewöhnlicher Windhalm	6		4	6	4		cr	t
<i>Arrhenatherum elatius</i> PRESL	Glatthafer	8	5	3	5	7	7	c	h
<i>Barbarea vulgaris</i> R.BR.	Echte Winterkresse	8		3	7		6	cr	h
<i>Bellis perennis</i> L.	Gänseblümchen	8	5	2			5	csr	h
<i>Betula pendula</i> ROTH	Hänge-Birke	7						c	p
<i>Briza media</i> L.	Gewöhnliches Zittergras	8		3			2	csr	h
<i>Bromus erectus</i> HUDS.	Aufrechte Trespe	8	5	2	3	8	3	cs	h
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Weiche Trespe	7	6	3			3	cr	t
<i>Bromus sterilis</i> L.	Taube Trespe	7	7	4	4		5	cr	t
<i>Calystegia sepium</i> R.BR.	Echte Zaunwinde	8	6	5	6	7	9	c	ghl
<i>Campanula glomerata</i> L.	Knäuel-Glockenblume	7		7	4	7		csr	h
<i>Campanula patula</i> L.	Wiesen-Glockenblume	8	5	4	5	7	4	csr	h
<i>Campanula rapunculus</i> L.	Rapunzel-Glockenblume	7	7	2	4	6	4	csr	h
<i>Capsella bursa-pastoris</i> MED.	Gewöhnliches Hirtentäschel	7			5		7	r	t
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	Viermänniges Schaumkraut	5	5	3	5	5	7	csr	th
<i>Cardamine pratensis</i> L.	Wiesen-Schaumkraut	4			7			csr	h
<i>Carlina vulgaris</i> L.	Golddistel	7	6	3	4		3	csr	ht
<i>Carum carvi</i> L.	Wiesen-Kümmel	8	4	5	5		6	c	h
<i>Centaurea jacea</i> L.	Wiesen-Flockenblume	7		5				c	h
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	Skabiosen-Flockenblume	7		3	3	8	3	c	h
<i>Cerastium arvense</i> L.	Acker-Hornkraut	8	6	5	4	6	4	cr	c
<i>Cerastium holosteoides</i> FRIES	Gewöhnliches Hornkraut	6			5		5	cr	ch
<i>Chamomilla suaveolens</i> RYDB.	Strahlenlose Kamille	8	5	3	5	7	8	r	t
<i>Chenopodium album</i> L.	Weißer Gänsefuß				4		7	cr	t
<i>Cirsium arvense</i> SCOP.	Acker-Kratzdistel	8					7	c	g

**Tabelle I.II:** Pflanzenarten der Untersuchungsflächen mit Zeigerwerten sowie ihrer Konkurrenzstrategie und Lebensform.

Art	deutscher Name	L	T	K	F	R	N	Strategie	Lebensform
<i>Cirsium palustre</i> SCOP.	Sumpf-Kratzdistel	7	5	3	8	4	3	c	h
<i>Cirsium vulgare</i> TEN.	Lanzett-Kratzdistel	8	5	3	5		8	cr	h
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	Wirbeldost	7	5	3	4	7	3	cs	h
<i>Colchicum autumnale</i> L.	Herbst-Zeitlose	5	5	2	6	7		csr	g
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Acker-Winde	7	6		4	6		cr	ghl
<i>Corylus avellana</i> L.	Gewöhnliche Haselnuss	6	5	3				c	n
<i>Crepis biennis</i> L.	Wiesen-Pippau	6	5	3	5	6	5	c	h
<i>Cruciata laevipes</i> OPITZ	Gewimpertes Kreuzlabkraut	7	5	5	6	5	7	csr	h
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	Weide-Kammgras	8	5	3	5		4	csr	h
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Gewöhnliches Knaulgras	7		3	5		6	c	h
<i>Dactylorhiza maculata</i> SOO	Geflecktes Knabenkraut	7		2				csr	g
<i>Daucus carota</i> L.	Wilde Möhre	8	6	5	4		4	cr	h
<i>Deschampsia cespitosa</i> P.B.	Rasen-Schmiele	6			7		3	c	h
<i>Epilobium adnatum</i> GRISEB.	Vierkantiges Weidenröschen	7	7	4	5	5	5	cs	hc
<i>Erodium cicutarium</i> L'HER	Gewöhnlicher Reiherschnabel	8		5	3			r	th
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	Sonnenwend-Wolfsmilch	6	6	3	5	7	7	r	t
<i>Fallopia convolvulus</i> LÖVE	Gewöhnlicher Windenknöterich	7						cr	tl
<i>Festuca pratensis</i> HUDS.	Wiesen-Schwingel	8		3	6		6	c	h
<i>Festuca rubra</i> L.	Rot-Schwingel			5					h
<i>Filipendula ulmaria</i> MAXIM.	Großes Mädesüß	7			8		4	c	h
<i>Fumaria officinalis</i> L.	Gewöhnlicher Erdrauch	6		3	5	6	7	r	t
<i>Galium album</i> MILL.	Weißes Labkraut	7		3	5			c	h
<i>Galium aparine</i> L.	Kletten-Labkraut	7	5	3	6	6	8	cr	tl
<i>Galium mollugo</i> L.	Wiesen-Labkraut	7			5			c	h
<i>Galium verum</i> L.	Echtes Labkraut	7	5		4	7	3	csr	h
<i>Gentianella ciliata</i> BORKH.	Fransen-Enzian	7		4	3	8	2	csr	h
<i>Geranium molle</i> L.	Weicher Storchschnabel	7	6	3	3	5	4	r	t
<i>Geranium sylvaticum</i> L.	Wald-Storchschnabel	6	4	4	6	6	7	c	h
<i>Gypsophila paniculata</i> L.	Schleier-Gipskraut	8	5	8	2		4	cs	h
<i>Helianthemum nummularium</i> MILL.	Gewöhnliches Sonnenröschen	7	5	4	3	7	1	cs	z
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	Wiesen-Bärenklau	7	5	2	5		8	c	h
<i>Hieracium aurantiacum</i> L.	Orangerotes Habichtskraut	8	3	5	5	4	2	csr	h
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	Hufeisenklee	7	5	2	3	7	2	csr	hc
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	7	5	3	6		4	c	h
<i>Holcus mollis</i> L.	Weiches Honiggras	6	5	2	5	2	3	csr	gh
<i>Hypericum maculatum</i> CRANTZ	Kanten-Hartheu	8		3	6	3	2	csr	h
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Tüpfel-Hartheu	7		5	4			c	h
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	Gewöhnliches Ferkelkraut	8	5	3	5	4	3	csr	h
<i>Knautia arvensis</i> COULT.	Acker-Witwenblume	7	5	3	4	7	3	c	h

**Tabelle I.III:** Pflanzenarten der Untersuchungsflächen mit Zeigerwerten sowie ihrer Konkurrenzstrategie und Lebensform.

Art	deutscher Name	L	T	K	F	R	N	Strategie	Lebensform
<i>Lamium album</i> L.	Weißes Taubnessel	7		3	5		9	csr	h
<i>Lamium purpureum</i> L.	Purpurrote Taubnessel	7		3	5		8	r	th
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Wiesen-Platterbse	7	6		6	7	6	c	hl
<i>Leontodon hispidus</i> L.	Rauher Löwenzahn	8		3	4		3	csr	h
<i>Leucanthemum vulgare</i> LAM.	Wiesen-Margerite	7		3	4		3	c	h
<i>Linaria vulgaris</i> MILL.	Gewöhnliches Leinkraut	8	5	5	3	7	3	csr	gh
<i>Linum catharticum</i> L.	Purgier-Lein	7		3			1	sr	t
<i>Lolium perenne</i> L.	Deutsches Weidelgras	8	5	3	5		7	c	h
<i>Lonicera periclymenum</i> L.	Deutsches Geißblatt	6	5	2		3	4	c	nl
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee	7		3	4	7	3	csr	h
<i>Luzula campestris</i> DC.	Gewöhnliche Hainsimse	7		3	4	3	2	csr	h
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	Kuckucks-Lichtnelke	7	5	3	6			csr	h
<i>Malva moschata</i> L.	Moschus-Malve	7	6	3	4	7		c	h
<i>Medicago falcata</i> L.	Sichel-Luzerne	8	5	7	3	9	3	cs	h
<i>Medicago lupulina</i> L.	Hopfenklee	7	5		4	8		csr	th
<i>Myosotis arvensis</i> HILL	Acker-Vergißmeinnicht	6	5	5	5		5	r	th
<i>Onobrychis viciifolia</i> SCOP.	Saat-Esparsette	8	7	6	3	8	3	c	h
<i>Ophrys insectifera</i> L.	Fliegen-Ragwurz	6	6	4	4	9	3	csr	g
<i>Origanum vulgare</i> L.	Gewöhnlicher Dost	7		3	3		3	csr	hc
<i>Papaver dubium</i> L.	Saat-Mohn	6	6	3	4	6	5	cr	t
<i>Phleum pratense</i> L.	Wiesen-Lieschgras	7		5	5		6	c	h
<i>Phyteuma nigrum</i> SCHMIDT	Schwarze Teufelskralle	7	4	4	6	5	4	csr	h
<i>Pimpinella major</i> HUDS.	Große Pimpinelle	7		2	6	7	7	c	h
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	Kleine Pimpinelle	7		5	3		2	cs	h
<i>Pinus sylvestris</i> L.	Wald-Kiefer	7		7				c	p
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	6		3				csr	h
<i>Plantago major</i> L.	Breit-Wegerich	8			5		6	csr	ht
<i>Plantago media</i> L.	Mittlerer Wegerich	7		7	4	8	3	csr	h
<i>Poa annua</i> L.	Einjähriges Rispengras	7		5	6		8	r	th
<i>Poa pratensis</i> L.	Wiesen-Rispengras	6			5		6	c	h
<i>Poa trivialis</i> L.	Gewöhnliches Rispengras	6		3	7		7	csr	hc
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Vogel-Knöterich	7						r	t
<i>Potentilla reptans</i> L.	Kriechendes Fingerkraut	6	6	3	6	7	5	csr	h
<i>Primula veris</i> L.	Wiesen-Schlüsselblume	7		3	4	8	3	csr	h
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Gewöhnliche Braunelle	7		3		4		csr	h
<i>Prunus spinosa</i> L.	Schlehe, Schwarzdorn	7	5	5				c	n
<i>Quercus robur</i> L.	Stiel-Eiche	7	6					c	p
<i>Ranunculus acris</i> L.	Scharfer Hahnenfuß	7		3				c	h
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	Knolliger Hahnenfuß	8	6	3	3	7	3	csr	gh
<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.	Vielblütiger Hahnenfuß	6		5	4			c	h
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	6			8			csr	h

**Tabelle I.IV:** Pflanzenarten der Untersuchungsflächen mit Zeigerwerten sowie ihrer Konkurrenzstrategie und Lebensform.

Art	deutscher Name	L	T	K	F	R	N	Strategie	Lebensform
<i>Reseda lutea</i> L.	Gelbe Resede	7	6	3	3	8	4	csr	h
<i>Rhinanthus minor</i> L.	Kleiner Klappertopf	7		3			2		tb
<i>Rosa canina</i> L.	Hunds-Rose	8	5	3	4			c	n
<i>Rumex acetosa</i> L.	Wiesen-Sauerampfer	8					5	c	h
<i>Rumex acetosella</i> L.	Kleiner Sauerampfer	8	5	3	5	2	2	csr	gh
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	7	5	3	6		5	c	h
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpfbältriger Ampfer	7	5	3	6		9	c	h
<i>Salvia pratensis</i> L.	Wiesen-Salbei	8	6	4	4	8	4	csr	h
<i>Sambucus nigra</i> L.	Schwarzer Holunder	7	5	3	5		9	c	n
<i>Sanguisorba minor</i> SCOP.	Kleiner Wiesenknopf	7	6	5	3	8	2	cs	h
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	Großer Wiesenknopf	7	5	7	7		3	c	h
<i>Saxifraga granulata</i> L.	Körnchen-Steinbrech		5	2	4	5	3	csr	h
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	Tauben-Skabiose	8	5	2	4	8	3	csr	h
<i>Senecio jacobaea</i> L.	Jakobs-Greiskraut	8	5	3	4	7	5	c	h
<i>Silene vulgaris</i> GÄRCKE	Taubenkropf	8			4	7	2	csr	hc
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Acker-Senf	7	5	3		8	6	cr	t
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Kohl-Gänsedistel	7	5		4	7	7	cr	th
<i>Stellaria graminea</i> L.	Gras-Sternmiere	6			4	4		cs	h
<i>Stellaria holostea</i> L.	Echte Sternmiere	5	6	3	5	6	5	csr	c
<i>Stellaria media</i> VILL.	Vogelmiere						8	cr	t
<i>Symphytum officinale</i> L.	Gewöhnlicher Beinwell	7	6	3	8		8	c	hg
<i>Taraxacum officinale</i> sect. <i>Ruderalia</i> KIRSCHNER	Gewöhnlicher Löwenzahn	7			5		7	csr	h
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	Edel-Gamander	7	6	4	2	8	1	csr	z
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	Wiesen-Bocksbart	7	5	3	4	7	6	csr	h
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Kleiner Klee	6	6	3	5	5	4	r	t
<i>Trifolium hybridum</i> L.	Schweden-Klee	7	5	5	6	7	5	c	h
<i>Trifolium montanum</i> L.	Berg-Klee	7		4	3	8	2	csr	h
<i>Trifolium pratense</i> L.	Rot-Klee	7		3				c	h
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	8			5		7	csr	ch
<i>Trisetum flavescens</i> P.B.	Gold-Grannenhafer	7		5			5	csr	h
<i>Tussilago farfara</i> L.	Huflattich	8		3	6	8	6	csr	g
<i>Urtica dioica</i> L.	Große Brennessel				6	6	8	c	h
<i>Veronica arvensis</i> L.	Feld-Ehrenpreis	5	5	3	5	5		r	t
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Gamander-Ehrenpreis	6		3	4			csr	c
<i>Veronica filiformis</i> SM.	Faden-Ehrenpreis	6	6	4	5	5		csr	ch
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Quendel-Ehrenpreis			3	5	5		csr	h
<i>Vicia angustifolia</i> L.	Schmalblättrige Wicke	5	6	3				r	tl
<i>Vicia cracca</i> L.	Vogel-Wicke	7			5			c	hl
<i>Vicia hirsuta</i> GRAY	Rauhhaar-Wicke	7	6	5	3			cr	tl
<i>Vicia sepium</i> L.	Zaun-Wicke			5	5	7	5	c	hl
<i>Vicia tenuifolia</i> ROTH	Schmalblättrige Vogel-Wicke	8	6	6	3	8	2	c	hl
<i>Viola arvensis</i> MURRAY	Feld-Stiefmütterchen	5	5	3				r	t

Tabelle II.I: Werte der Landschaftsparameter auf der Habitatskala in der Eifel.

	Eifel	Berg	Firne- nich	Jun- ker- berg	Karo- linen- hof	Kro- nert	Mi- chels- bach	Tötsch- berg
<b>Nutzung</b>	<b>Nutzungsintensität</b>	2,62	1,94	2,30	2,04	2,08	1,95	2,40
	<b>Blütendichte</b>	2,90	1,99	1,99	2,25	1,87	2,39	2,47
	<b>Leguminosendichte</b>	1,84	0,87	0,55	1,33	0,67	1,21	1,24
<b>Diversität</b>	<b>Richness</b>	13,00	13,00	9,00	9,00	13,00	12,00	14,00
	<b>Rel. Richness (%)</b>	52,00	52,00	36,00	36,00	52,00	48,00	56,00
	<b>Shannon Diversity</b>	1,17	2,13	1,35	1,38	1,86	1,87	2,06
	<b>Shannon Evenness</b>	0,46	0,83	0,61	0,63	0,73	0,75	0,78
	<b>Dominance</b>	1,40	0,44	0,85	0,82	0,71	0,62	0,58
<b>Randlinien</b>	<b>Edge Density</b>	531,0	495,9	433,0	399,9	489,9	363,8	501,6
	<b>Total Edge (km)</b>	166,6	156,0	135,9	125,5	161,3	114,3	157,5
	<b>Mean Patch Edge</b>	631,0	600,1	719,2	671,2	543,0	892,9	640,3
<b>Form</b>	<b>Total Patches</b>	223	260	219	187	493	147	246
	<b>Mean Shape Index</b>	2,14	2,07	1,52	1,73	1,77	1,69	2,07
	<b>M. Perimeter-Area Ratio</b>	0,18	0,17	0,07	0,09	0,20	0,07	0,17
	<b>M. Fractal Dimension</b>	1,49	1,47	1,35	1,39	1,43	1,36	1,47
<b>Klassenflächengröße in ha</b>	<b>Feldgehölze</b>	8,91	1,00	2,15	5,90	1,94	1,37	2,19
	<b>Getreide</b>	0,00	1,43	1,89	0,10	4,54	1,09	0,33
	<b>Gewässer</b>	9,52	37,05	0,47	0,52	5,51	0,00	0,00
	<b>Grünfläche</b>	112,09	56,66	4,14	5,34	15,25	2,67	105,95
	<b>Laubwald</b>	9,72	23,06	42,11	30,22	64,17	16,82	6,59
	<b>Leguminosen</b>	19,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<b>Mähweide</b>	0,88	1,76	2,49	7,46	0,00	0,00	0,00
	<b>Mais</b>	0,00	0,00	2,22	0,00	4,18	9,39	0,00
	<b>Mischwald</b>	2,44	78,72	62,12	0,07	27,04	12,63	24,75
	<b>Nadelwald</b>	0,00	4,94	20,85	51,91	28,36	73,53	6,52
	<b>Raps</b>	85,59	25,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<b>Siedlung</b>	1,81	35,10	37,13	19,64	51,35	19,80	7,68
	<b>Straße</b>	8,48	10,66	12,19	6,55	5,89	8,96	12,98
	<b>Weide</b>	14,44	10,93	59,69	115,01	46,45	78,41	0,00
<b>Wiese</b>	40,48	27,65	67,38	71,83	60,50	89,86	146,93	

Tabelle II.II: Werte der Landschaftsparameter auf der Habitatskala im Süderbergland.

	Süderbergland	Groß- micke	Gün- sen	Hei- scheid	Huster Bruch	Mittel- agger	Wen- den	Wind- hagen
Nutzung	Nutzungsintensität	1,97	1,98	1,94	2,03	2,07	2,08	2,06
	mittl. Blütendichte	1,94	2,31	1,86	2,13	2,08	1,77	1,87
	mittl. Leguminosendichte	0,54	0,68	0,47	0,60	0,48	0,47	0,49
Diversität	Richness	14,00	12,00	12,00	11,00	11,00	14,00	13,00
	Rel. Richness (%)	56,00	48,00	48,00	44,00	44,00	56,00	40,00
	Shannon Diversity	2,01	1,73	2,09	1,79	1,99	1,98	1,89
	Shannon Evenness	0,76	0,70	0,84	0,75	0,83	0,70	0,82
	Dominance	0,63	0,76	0,40	0,60	0,41	0,80	0,41
Randlinien	Edge Density	466,4	473,4	418,0	434,1	588,3	410,0	427,3
	Total Edge (km)	146,9	148,9	131,7	136,5	184,7	128,9	134,5
	Mean Patch Edge	502,8	531,8	607,1	617,8	594,1	541,8	640,5
Form	Total Patches	292	280	217	221	311	238	210
	Mean Shape Index	1,56	1,72	1,67	1,61	1,87	1,63	1,70
	M. Perimeter-Area Ratio	0,11	0,11	0,09	0,08	0,13	0,10	0,09
	M. Fractal Dimension	1,40	1,42	1,40	1,38	1,45	1,41	1,40
Klassenflächengröße in ha	Feldgehölze	0,76	7,50	0,24	9,03	4,38	1,15	1,70
	Getreide	0,00	0,00	0,22	0,50	0,14	0,86	0,00
	Gewässer	0,17	2,87	0,96	2,95	15,70	0,16	0,00
	Grünfläche	28,65	63,10	44,66	6,87	100,53	4,24	9,13
	Laubwald	17,61	32,01	31,54	53,31	12,01	35,65	25,06
	Leguminosen	0,00	2,80	0,00	0,00	4,77	0,21	0,00
	Mähweide	0,00	2,53	27,40	0,00	6,62	1,81	0,00
	Mais	0,00	12,15	7,56	0,00	0,00	17,63	6,33
	Mischwald	26,31	11,51	13,40	13,96	0,68	19,93	16,89
	Nadelwald	28,19	23,65	76,07	47,90	27,06	79,70	86,73
	Raps	0,00	0,00	0,00	0,00	38,88	0,00	0,00
	Siedlung	15,34	7,21	1,68	63,97	7,24	53,44	32,69
	Straße	8,73	19,19	17,39	24,36	8,21	8,14	13,24
	Weide	0,00	5,60	0,00	17,66	39,15	68,68	34,24
Wiese	188,15	139,08	93,06	73,55	48,69	22,94	88,74	

Tabelle III.I: Werte der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala in der Eifel.

	Eifel	Berg	Fir- me- nich	Jun- ker- berg	Kar- o- linen- hof	Kro- ner- t	Mi- chels- bach	Tötsch- berg
Diversität	Richness	8	11	10	11	9	11	7
	Rel. Richness (%)	17,78	24,44	22,22	24,44	20,00	24,44	15,56
	Shannon Diversity	1,244	1,569	1,914	1,827	1,815	1,917	0,992
	Shannon Evenness	0,598	0,654	0,831	0,762	0,826	0,799	0,510
	Dominance	0,835	0,829	0,388	0,571	0,382	0,481	0,954
Randlinien	Edge Density	37,67	51,25	62,49	63,37	67,50	68,24	36,3
	Total Edge (km)	295,8	402,5	490,8	497,6	530,1	535,9	285,0
	Mean Patch Edge	9,543	8,385	6,912	7,541	6,710	6,380	8,638
Form	Total Patches	31	48	71	66	79	84	33
	Mean Shape Index	1,973	1,986	1,948	1,978	1,883	1,896	1,975
	M. Perimeter-Area Ratio	0,010	0,013	0,015	0,010	0,014	0,011	0,096
	M. Fractal Dimension	1,286	1,29	1,293	1,285	1,289	1,283	1,326
Klassenflächengröße in ha	Überw. städt. Prägung	126	645	196	368	334	112	294
	Industrie und Gewerbe	0	26	49	2	0	13	0
	Abbauflächen	0	0	0	51	0	43	0
	Baustellen	0	0	0	0	0	0	0
	Sport- / Freizeitanlagen	0	87	0	0	78	0	0
	Nicht bew. Ackerland	5190	4273	1424	890	1653	1435	5796
	Wiesen und Weiden	478	249	2006	2395	2780	2340	379
	Komplexe Parzellenstr.	735	3.37	434	654	245	637	702
	Landw. und natürl. Bodenbedeckung	148	198	179	69	507	191	148
	Laubwald	360	1177	2.69	826	1153	741	472
	Nadelwald	598	446	872	1991	582	955	0
	Mischwald	220	349	18.85	593	522	1213	64
	Natürliches Grünland	0	66	0	0	0	0	0
	Vorwald	0	0	540	15	0	173	0
Wasserflächen	0	0	0	0	0	0	0	



**Tabelle III.II:** Werte der Landschaftsparameter auf der Landschaftsskala im Süderbergland.

	<b>Süderbergland</b>	<b>Groß- micke</b>	<b>Gün- sen</b>	<b>Hei- scheid</b>	<b>Huster Bruch</b>	<b>Mittel- agger</b>	<b>Wen- den</b>	<b>Wind- hagen</b>
<b>Diversität</b>	<b>Richness</b>	10	11	10	8	12	11	8
	<b>Rel. Richness (%)</b>	22,22	24,44	22,22	17,78	26,67	24,44	17,78
	<b>Shannon Diversity</b>	2,002	1,899	1,641	1,484	1,697	1,997	1,398
	<b>Shannon Evenness</b>	0,869	0,792	0,713	0,713	0,683	0,833	0,672
	<b>Dominance</b>	0,301	0,499	0,662	0,596	0,788	0,401	0,682
<b>Randlinien</b>	<b>Edge Density</b>	78,83	74,89	71,92	61,43	73,95	78,37	66,56
	<b>Total Edge (km)</b>	619,1	588,1	564,8	482,4	580,8	615,4	522,7
	<b>Mean Patch Edge</b>	6,517	6,608	7,737	9,102	7,543	6,478	8,712
<b>Form</b>	<b>Total Patches</b>	95	89	73	53	77	95	60
	<b>Mean Shape Index</b>	2,015	2,066	2,022	2,115	2,064	2,029	2,072
	<b>M. Perimeter-Area Ratio</b>	0,019	0,016	0,049	0,018	0,027	0,014	0,013
	<b>M. Fractal Dimension</b>	1,301	1,304	1,322	1,300	1,299	1,299	1,297
<b>Klassenflächengröße in ha</b>	<b>Überw. Städt. Prägung</b>	761	949	395	333	1010	757	454
	<b>Industrie und Gewerbe</b>	80	164	53	0	120	130	0
	<b>Abbauf Flächen</b>	0	0	0	0	29	0	6
	<b>Baustellen</b>	0	28	0	0	0	28	0
	<b>Sport- / Freizeitanlagen</b>	160	0	0	0	0	142	0
	<b>Nicht bew. Ackerland</b>	128	170	23	0	25	124	25
	<b>Wiesen und Weiden</b>	1303	765	3260	3476	2355	1589	3358
	<b>Komplexe Parzellenstr.</b>	1436	1549	387	418	212	1276	215
	<b>Landw. und natürl. Bodenbedeckung</b>	350	96	687	392	641	284	343
	<b>Laubwald</b>	962	411	482	157	159	588	0
	<b>Nadelwald</b>	1842	1959	213	8.91	448	1871	877
	<b>Mischwald</b>	832	1726	2167	2185	2765	1064	2576
	<b>Natürliches Grünland</b>	0	0	0	0	0	0	0
	<b>Vorwald</b>	0	0	0	0	27	0	0
<b>Wasserflächen</b>	0	38	186	2	61	0	0	

**Tabelle IV.I:** Korrelationen (PEARSON) zwischen den Daten der Heuschreckenzönosen und den Parametern auf der Feldskala in der Eifel. Artenzahl = S, Individuenzahl = N, Shannon Diversität = H', Shannon Evenness = E, Simpson Index = D, Hill Index = N<sub>2</sub>, Margalef Index = DMA, Menhinick Index = DMe; Individuenzahlen der Kurzfühlerschrecken = Kurzfühl. und Langfühlerschrecken = Langfühl., Ensifera/Caelifera Index auf Arten- (E/C Arten) und Individuenniveau (E/C Individ.), Anzahl der Arten nach ihrem Kernlebensraum (Boden, Gebüsch, Offenland), mikroklimatischen Ansprüchen (hygrophil = hygro., mesophil, thermophil = thermo., leicht = l.), Eiablageverhalten (Bodenbrüter = B.brüter, Pflanzenbrüter = Pfl.brüter) und Trophie (pantophag = pantoph., phytophag = phytoph., zoophag); Pflanzenartenzahl = PA, Hemikryptophytenzahl = HK, Blütendichte = BD, Leguminosendichte = LD, Blütenpflanzenzahl = BP, Vegetationshöhe = VH, Biotopwert = BW, High Nature Value = HNV, Anzahl an Magerkeitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2 = NZ, Höhenlage = HL, Flächengröße = FG, Shape Index = SI.

<b>Eifel</b>	<b>PA</b>	<b>HK</b>	<b>BD</b>	<b>LD</b>	<b>BP</b>	<b>VH</b>	<b>BW</b>	<b>HNV</b>	<b>NZ</b>	<b>HL</b>	<b>FG</b>	<b>SI</b>
<b>S</b>	-0,20	-0,27	-0,18	0,07	0,03	0,45	-0,14	0,08	-0,30	-0,13	-0,06	0,26
<b>N</b>	-0,28	-0,33	-0,28	0,11	-0,18	0,12	-0,30	0,25	-0,13	-0,25	0,23	0,05
<b>H'</b>	-0,04	-0,12	-0,13	0,00	0,11	0,45	0,12	-0,18	-0,38	0,11	-0,13	0,17
<b>E</b>	0,08	0,00	-0,05	-0,02	0,19	0,33	0,16	-0,21	-0,32	0,25	-0,03	0,06
<b>D</b>	-0,16	-0,16	-0,05	0,20	0,02	0,01	-0,35	0,25	-0,08	-0,09	0,40	0,06
<b>N<sub>2</sub></b>	-0,06	-0,13	-0,07	0,07	0,11	0,37	0,12	-0,20	-0,44	0,16	0,00	0,09
<b>DMA</b>	-0,15	-0,23	-0,07	0,00	0,13	0,48	-0,16	0,11	-0,27	0,02	-0,04	0,20
<b>DMe</b>	-0,10	-0,17	-0,02	-0,02	0,19	0,42	-0,14	0,08	-0,25	0,14	0,01	0,13
<b>Kurzfühl.</b>	-0,28	-0,32	-0,27	0,11	-0,19	0,08	-0,31	0,26	-0,11	-0,23	0,26	0,00
<b>Langfühl.</b>	-0,12	-0,16	-0,11	0,05	0,05	0,36	-0,02	0,05	-0,19	-0,22	-0,19	0,41
<b>E/C Arten</b>	-0,22	-0,22	-0,01	0,00	-0,05	0,03	0,01	-0,04	-0,25	0,05	0,04	-0,16
<b>E/C Individ.</b>	-0,34	-0,31	-0,01	0,17	-0,24	-0,13	-0,39	0,27	0,01	-0,20	0,40	-0,30
<b>Boden</b>	-0,17	-0,17	0,01	0,07	-0,01	0,07	-0,12	0,17	-0,21	-0,11	0,06	0,26
<b>Gebüsch</b>	-0,19	-0,22	-0,07	-0,02	-0,04	0,30	-0,06	-0,04	-0,22	-0,25	-0,25	0,16
<b>Offenland</b>	-0,11	-0,19	-0,18	0,11	0,10	0,46	-0,11	0,05	-0,26	-0,05	-0,01	0,23
<b>l. hygro.</b>	-0,11	-0,17	-0,09	0,13	0,01	0,35	-0,22	0,20	-0,07	-0,14	0,11	0,14
<b>mesophil</b>	-0,24	-0,25	-0,01	0,13	0,10	0,33	-0,17	0,16	-0,33	-0,14	-0,05	0,32
<b>l. thermo.</b>	0,09	0,04	-0,02	0,05	0,16	-0,05	0,20	-0,21	-0,23	0,21	-0,06	-0,04
<b>thermo.</b>	-0,04	-0,14	-0,35	0,03	0,01	0,36	0,00	-0,12	-0,13	-0,11	-0,08	0,11
<b>B.brüter</b>	-0,13	-0,19	-0,16	0,07	0,11	0,41	-0,01	-0,04	-0,43	-0,04	-0,10	0,28
<b>Pfl.brüter</b>	-0,19	-0,23	-0,11	0,09	-0,02	0,37	-0,25	0,19	-0,03	-0,23	0,00	0,19
<b>pantoph.</b>	-0,14	-0,17	-0,11	-0,09	-0,04	0,40	-0,21	0,21	0,02	-0,13	-0,08	0,20
<b>phytoph.</b>	-0,16	-0,23	-0,19	0,19	0,08	0,38	-0,10	0,03	-0,33	-0,14	0,01	0,23
<b>zoophag</b>	-0,06	-0,09	0,04	-0,05	0,08	0,28	0,04	-0,08	-0,31	0,00	-0,19	0,21

**Tabelle IV.II:** Korrelationen (PEARSON) zwischen den Daten der Heuschreckenzönosen und den Parametern auf der Feldskala im Süderbergland (SÜBL). Artenzahl = S, Individuenzahl = N, Shannon Diversität = H', Shannon Evenness = E, Simpson Index = D, Hill Index = N<sub>2</sub>, Margalef Index = DMa, Menhinick Index = DMe; Individuenzahlen der Kurzfühlerschrecken = Kurzfühl. und Langfühlerschrecken = Langfühl., Ensifera/Caelifera Index auf Arten- (E/C Arten) und Individuenniveau (E/C Individ.), Anzahl der Arten nach ihrem Kernlebensraum (Boden, Gebüsch, Offenland, Wald), mikroklimatischen Ansprüchen (hygrophil = hygro., mesophil, thermophil = thermo., leicht = l.), Eiablageverhalten (Bodenbrüter = B.brüter, Pflanzenbrüter = Pfl.brüter) und Trophie (pantophag = pantoph., phytophag = phytoph., zoophag); Pflanzenartenzahl = PA, Hemikryptophytenzahl = HK, Blütendichte = BD, Leguminosendichte = LD, Blütenpflanzenzahl = BP, Vegetationshöhe = VH, Biotopwert = BW, High Nature Value = HNV, Anzahl an Magerkeitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2 = NZ, Höhenlage = HL, Flächengröße = FG, Shape Index = SI.

SÜBL	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
S	0,06	0,08	-0,20	-0,01	0,21	0,14	0,08	-0,16	-0,19	-0,09	-0,18	0,11
N	0,01	0,03	-0,08	0,23	0,18	0,25	-0,11	-0,13	-0,01	-0,09	-0,31	-0,03
H'	0,12	0,12	-0,08	-0,10	0,26	0,08	0,18	-0,14	-0,24	-0,14	0,15	0,19
E	0,18	0,14	-0,07	-0,18	0,19	-0,02	0,26	-0,17	-0,12	-0,27	0,48	0,11
D	-0,07	-0,09	-0,20	0,00	-0,11	-0,04	-0,13	0,01	0,17	-0,12	-0,08	-0,15
N <sub>2</sub>	0,10	0,09	-0,06	-0,16	0,25	0,08	0,13	-0,10	-0,21	-0,17	0,22	0,22
DMa	0,06	0,07	-0,10	-0,18	0,06	-0,07	0,05	0,01	-0,19	0,03	0,15	0,16
DMe	0,04	0,03	-0,08	-0,28	-0,03	-0,18	0,03	0,11	-0,12	0,04	0,31	0,12
Kurzfühl.	-0,04	-0,01	-0,11	0,22	0,04	0,12	-0,14	-0,08	0,05	-0,03	-0,33	-0,09
Langfühl.	0,25	0,22	0,17	0,09	0,73	0,70	0,14	-0,26	-0,30	-0,31	0,01	0,31
E/C Arten	-0,10	-0,08	-0,26	-0,20	-0,05	-0,06	0,11	-0,17	0,07	-0,08	-0,16	0,11
E/C Individ.	-0,34	-0,30	-0,20	-0,01	-0,17	-0,07	-0,29	0,04	0,28	0,11	-0,37	-0,21
Boden	0,04	0,05	-0,04	-0,14	-0,19	-0,18	-0,04	0,05	-0,13	0,05	-0,14	0,12
Gebüsch	-0,15	-0,14	-0,09	0,14	0,34	0,41	-0,22	0,02	-0,03	-0,10	-0,13	-0,07
Offenland	0,10	0,13	-0,24	0,03	0,21	0,13	0,16	-0,23	-0,19	-0,11	-0,20	0,14
Wald	-0,07	-0,11	0,41	0,05	-0,10	-0,16	-0,02	0,17	-0,10	0,20	0,01	0,17
hygro.	0,13	0,17	-0,11	-0,03	-0,03	-0,04	0,09	-0,01	-0,15	0,13	-0,06	0,10
l. hygro.	0,15	0,15	0,24	0,09	-0,02	-0,11	0,18	-0,08	-0,36	-0,01	-0,16	0,41
mesophil	0,01	0,06	-0,28	-0,06	0,21	0,18	-0,07	0,00	-0,15	0,13	-0,13	-0,04
l. thermo.	-0,16	-0,15	-0,12	-0,03	0,37	0,45	-0,22	-0,02	0,03	-0,20	-0,12	-0,09
thermo.	-0,01	-0,03	-0,26	0,11	0,02	-0,04	0,24	-0,37	0,09	-0,35	-0,21	0,04
B.brüter	0,14	0,17	0,07	0,12	0,22	0,11	0,04	0,07	-0,32	0,26	-0,04	0,12
Pfl.brüter	-0,02	0,00	-0,27	-0,04	0,12	0,11	0,08	-0,25	-0,10	-0,25	-0,30	0,13
pantoph.	0,06	0,07	0,07	0,04	0,13	0,10	-0,09	0,19	-0,09	0,33	0,15	-0,06
phytoph.	0,07	0,10	-0,19	0,03	0,09	0,01	0,17	-0,23	-0,23	-0,14	-0,30	0,22
zoophag	-0,16	-0,15	-0,12	-0,03	0,37	0,45	-0,22	-0,02	0,03	-0,20	-0,12	-0,09

**Tabelle V.I:** Korrelationen (PEARSON) zwischen den Daten der Hummelzönosen und den Parametern auf der Feldskala in der Eifel. Artenzahl = S, Individuenzahl = N, Shannon Diversität = H', Shannon Evenness = E, Simpson Index = D, Hill Index = N<sub>2</sub>, Margalef Index = DMa, Menhinick Index = DMe; Anzahl der Arten nach Ökotyp (euryök-eremophil = e-eremo, euryök-hylophil = e-hylo, hypereuryök-intermediär = h-inter, stenök-hylophil = s-hylo), Nistverhalten (endogäisch nistend = endo, hypergäisch nistend = hyper), Sozialverhalten (sozial, parasitär), Pollenlagerung (Pocketmaker = Maker, Pollenstorer = Storer), Sammelverhalten (Distanzsammler = Distanz, Nahbereichssammler = Nahber.) und Volksgröße (= V); Pflanzenartenzahl = PA, Hemikryptophytenzahl = HK, Blütendichte = BD, Leguminosendichte = LD, Blütenpflanzenzahl = BP, Vegetationshöhe = VH, Biotopwert = BW, High Nature Value = HNV, Anzahl an Magerkeitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2 = NZ, Höhenlage = HL, Flächengröße = FG, Shape Index = SI.

Eifel	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
<b>S</b>	0,13	0,16	0,39	0,32	0,34	0,07	0,01	-0,12	0,19	0,14	0,12	-0,01
<b>N</b>	0,22	0,24	0,62	0,29	0,34	0,14	0,05	-0,06	0,24	0,25	0,11	0,11
<b>H'</b>	0,12	0,15	0,27	0,35	0,33	0,06	0,06	-0,23	0,25	0,06	0,12	0,00
<b>E</b>	0,10	0,13	0,07	0,29	0,20	-0,11	0,14	-0,28	0,19	0,01	0,09	-0,13
<b>D</b>	0,30	0,24	0,07	-0,07	0,17	0,12	0,16	-0,13	0,16	0,40	0,14	-0,01
<b>N<sub>2</sub></b>	0,09	0,10	0,19	0,35	0,24	0,09	0,09	-0,28	0,21	-0,01	0,02	0,00
<b>DMa</b>	0,03	0,05	-0,03	0,16	0,10	-0,06	0,09	-0,24	0,13	-0,03	0,05	-0,15
<b>DMe</b>	0,10	0,10	-0,14	0,14	0,10	-0,04	0,18	-0,35	0,18	0,01	0,04	-0,12
<b>e-eremo</b>	-0,07	-0,08	-0,12	-0,14	-0,03	0,00	-0,07	-0,04	0,00	0,06	0,05	-0,24
<b>e-hylo</b>	0,17	0,21	0,46	0,43	0,39	0,05	0,06	-0,22	0,27	0,01	0,07	0,05
<b>h-inter</b>	0,17	0,14	0,40	0,17	0,26	-0,02	0,02	0,11	0,13	0,49	0,23	0,12
<b>s-hylo</b>	0,03	0,02	-0,14	0,07	-0,02	0,18	0,01	-0,04	0,04	-0,17	-0,15	0,21
<b>endo</b>	0,23	0,27	0,50	0,46	0,40	0,00	0,17	-0,25	0,36	0,23	0,12	0,09
<b>hyper</b>	-0,09	-0,11	-0,10	-0,14	0,00	0,17	-0,26	0,15	-0,13	-0,09	0,00	-0,09
<b>sozial</b>	0,16	0,17	0,38	0,33	0,35	0,08	0,03	-0,14	0,24	0,15	0,10	0,03
<b>parasitär</b>	-0,05	-0,02	0,08	0,00	0,01	-0,01	-0,05	0,03	-0,14	0,00	0,06	-0,11
<b>Maker</b>	0,05	0,07	0,24	0,20	0,24	0,03	0,03	-0,19	0,18	0,01	-0,01	-0,10
<b>Storer</b>	0,19	0,20	0,33	0,29	0,28	0,09	0,01	-0,02	0,19	0,22	0,16	0,17
<b>Distanz</b>	0,11	0,09	0,48	0,03	0,26	0,15	-0,15	0,18	0,03	0,33	0,20	-0,06
<b>Nahber.</b>	-0,01	0,00	0,34	0,22	0,21	0,12	-0,07	0,00	0,04	-0,05	-0,08	0,07
<b>V klein</b>	-0,03	-0,04	0,06	0,23	0,07	0,14	0,01	-0,18	0,11	-0,19	-0,14	0,09
<b>V groß</b>	0,11	0,09	0,48	0,03	0,26	0,15	-0,15	0,18	0,03	0,33	0,20	-0,06
<b>V mittel</b>	0,01	0,03	0,41	0,15	0,21	0,06	-0,08	0,09	0,00	0,04	-0,03	0,04

**Tabelle V.II:** Korrelationen (PEARSON) zwischen den Daten der Hummelzönosen und den Parametern auf der Feldskala im Süderbergland (SÜBL). Artenzahl = S, Individuenzahl = N, Shannon Diversität = H', Shannon Evenness = E, Simpson Index = D, Hill Index = N<sub>2</sub>, Margalef Index = DMa, Menhinick Index = DMe; Anzahl der Arten nach Ökotyp (euryök-eremophil = e-eremo, euryök-hylophil = e-hylo, hypereuryök-intermediär = h-inter, stenök-hylophil = s-hylo), Nistverhalten (endogäisch nistend = endo, hypergäisch nistend = hyper), Sozialverhalten (sozial, parasitär), Pollenlagerung (Pocketmaker = Maker, Pollenstorer = Storer), Sammelverhalten (Distanzsammler = Distanz, Nahbereichssammler = Nahber.) und Volksgröße (= V); Pflanzenartenzahl = PA, Hemikryptophytenzahl = HK, Blütendichte = BD, Leguminosendichte = LD, Blütenpflanzenzahl = BP, Vegetationshöhe = VH, Biotopwert = BW, High Nature Value = HNV, Anzahl an Magerkeitszeigern mit einer Stickstoffzahl von 2 = NZ, Höhenlage = HL, Flächengröße = FG, Shape Index = SI.

SÜBL	PA	HK	BD	LD	BP	VH	BW	HNV	NZ	HL	FG	SI
<b>S</b>	0,03	-0,03	0,48	0,38	0,12	0,21	0,04	-0,01	0,32	-0,03	-0,13	0,45
<b>N</b>	0,19	0,14	0,52	0,43	0,22	0,24	-0,03	0,13	0,47	0,09	-0,05	0,24
<b>H'</b>	0,08	0,04	0,46	0,31	0,08	0,14	0,10	-0,06	0,25	-0,10	-0,14	0,48
<b>E</b>	0,17	0,13	0,38	0,28	-0,01	0,01	0,19	-0,12	0,12	-0,17	-0,22	0,40
<b>D</b>	0,10	0,05	0,02	-0,01	-0,04	-0,05	0,09	0,04	-0,03	0,01	0,06	0,02
<b>N<sub>2</sub></b>	0,07	0,02	0,42	0,19	0,05	0,12	0,10	-0,05	0,19	-0,14	-0,08	0,47
<b>DMa</b>	0,07	0,03	0,34	0,25	0,02	0,06	0,19	-0,15	0,11	-0,13	-0,10	0,47
<b>DMe</b>	0,05	0,00	0,26	0,15	-0,04	0,01	0,21	-0,16	0,02	-0,17	-0,11	0,46
<b>e-eremo</b>	0,17	0,13	0,20	0,07	0,64	0,65	0,14	-0,32	0,48	-0,40	0,05	0,35
<b>e-hylo</b>	0,40	0,40	0,41	0,50	0,19	0,16	0,31	-0,25	0,36	-0,20	-0,21	0,46
<b>h-inter</b>	-0,08	-0,12	0,26	0,28	-0,13	0,05	0,05	-0,07	0,03	-0,05	0,01	0,26
<b>s-hylo</b>	0,01	-0,02	0,25	0,04	-0,20	-0,19	0,11	0,03	-0,15	0,11	-0,05	0,37
<b>endo</b>	0,31	0,28	0,48	0,53	0,19	0,25	0,29	-0,27	0,37	-0,24	-0,15	0,54
<b>hyper</b>	0,01	-0,02	0,25	0,04	-0,20	-0,19	0,11	0,03	-0,15	0,11	-0,05	0,37
<b>sozial</b>	0,29	0,25	0,52	0,51	0,12	0,17	0,30	-0,25	0,30	-0,19	-0,16	0,61
<b>parasitär</b>	0,13	0,08	0,18	0,34	0,44	0,45	0,09	-0,16	0,47	-0,13	0,01	0,29
<b>Maker</b>	0,34	0,32	0,29	0,36	0,42	0,46	0,11	-0,14	0,56	-0,24	-0,20	0,39
<b>Storer</b>	0,09	0,05	0,48	0,39	-0,24	-0,20	0,34	-0,22	-0,12	-0,04	-0,02	0,52
<b>Distanz</b>	0,14	0,11	0,53	0,41	0,05	0,04	0,11	0,01	0,23	0,10	0,18	0,24
<b>Nahber.</b>	0,19	0,16	0,46	0,59	0,20	0,25	-0,05	0,15	0,50	0,21	-0,25	0,15
<b>V klein</b>	0,07	0,01	0,06	0,05	-0,04	0,02	-0,06	0,04	0,29	-0,26	-0,08	0,13
<b>V groß</b>	0,14	0,11	0,53	0,41	0,05	0,04	0,11	0,01	0,23	0,10	0,18	0,24
<b>V mittel</b>	0,18	0,17	0,46	0,60	0,22	0,26	-0,03	0,14	0,46	0,28	-0,24	0,13

**Tabelle VI.I:** Ergebnisse der Regressionsanalysen auf der Feldskala. Vegetationshöhe in Relation zur Individuenzahl der A: Heuschrecken, B: Kurzfühlerschrecken sowie C: Langfühlerschrecken in der Eifel und dem Süderbergland (SÜBL). Shannon Diversität in Relation zum D: Shape Index, E: Biotopwert sowie F: HNV Index in der Eifel und dem Süderbergland. R = Korrelationskoeffizient, R<sup>2</sup> = Bestimmtheitsmaß, R<sup>2</sup><sub>adj</sub> = adjustiertes Bestimmtheitsmaß, SEE = Standardabweichung, DF = Freiheitsgrade, TSS = Abweichungsquadratsumme, F = F-Test des Bestimmtheitsmaßes, P = Signifikanz.

<b>Vegetationshöhe in Relation zur Individuenzahl der</b>			
	A: Heuschrecken	B: Kurzfühlerschrecken	C: Langfühlerschrecken
<b>Eifel</b>			
Geradengleichung	$y = 27,554 + 0,196x$	$y = 27,440 + 0,122x$	$y = 0,381 + 0,071x$
R	0,123	0,080	0,363
R <sup>2</sup>	0,015	0,006	0,132
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,000	0,000	0,111
SEE	25,936	24,911	2,970
DF	42,000	42,000	42,000
TSS	433,228	168,295	56,191
F	0,644	0,271	6,369
P	0,427	0,605	0,015
<b>SÜBL</b>			
Geradengleichung	$y = 16,841 + 0,795x$	$y = 23,438 + 0,361x$	$y = -6,537 + 0,432x$
R	0,254	0,119	0,698
R <sup>2</sup>	0,064	0,014	0,488
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,039	0,000	0,474
SEE	33,932	33,700	4,964
DF	37,000	37,000	37,000
TSS	2934,255	605,593	868,166
F	2,548	0,533	35,232
P	0,119	0,470	< 0,001
<b>Shannon Diversität der Heuschrecken in Relation zum</b>			
	D: Shape Index	F: HNV Index	E: Biotopwert
<b>Eifel</b>			
Geradengleichung	$y = 1,281 + 0,042x$	$y = 2,680 - 0,274x$	$y = 4,896 + 0,266x$
R	0,166	0,175	0,118
R <sup>2</sup>	0,028	0,031	0,014
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,005	0,008	0,000
SEE	0,164	1,017	1,479
DF	42,000	42,000	42,000
TSS	0,032	1,376	1,291
F	1,195	1,331	0,590
P	0,281	0,255	0,447
<b>SÜBL</b>			
Geradengleichung	$y = 1,328 + 0,046x$	$y = 3,689 - 0,174x$	$y = 3,797 + 0,323x$
R	0,192	0,139	0,184
R <sup>2</sup>	0,037	0,019	0,034
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,010	0,000	0,008
SEE	0,151	0,792	1,105
DF	37,000	37,000	37,000
TSS	0,032	0,459	1,577
F	1,382	0,730	1,291
P	0,248	0,398	0,263

**Tabelle VI.II:** Ergebnisse der Regressionsanalysen auf der Feldskala. Blütendichte in Relation zur Individuenzahl der A: Hummeln, B: Distanzsammler sowie C: Nahbereichssammler in der Eifel und dem Süderbergland (SÜBL). Shannon Diversität in Relation zum D: Shape Index, E: Biotopwert sowie F: HNV Index in der Eifel und dem Süderbergland. R = Korrelationskoeffizient, R<sup>2</sup> = Bestimmtheitsmaß, R<sup>2</sup><sub>adj</sub> = adjustiertes Bestimmtheitsmaß, SEE = Standardabweichung, DF = Freiheitsgrade, TSS = Abweichungsquadratsumme, F = F-Test des Bestimmtheitsmaßes, P = Signifikanz.

<b>Blütendichte in Relation zur Individuenzahl der</b>			
	A: Hummeln	B: Distanzsammler	C: Nahbereichssammler
<b>Eifel</b>			
Geradengleichung	$y = 1,638 + 0,412x$	$y = 0,323 + 0,349x$	$y = 0,884 + 0,085x$
R	0,619	0,588	0,337
R <sup>2</sup>	0,383	0,346	0,114
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,369	0,330	0,093
SEE	5,691	5,241	2,594
DF	42,000	42,000	42,000
TSS	845,217	594,941	36,240
F	26,093	21,659	5,387
P	< 0,001	< 0,001	0,025
<b>SÜBL</b>			
Geradengleichung	$y = -0,098 + 0,252x$	$y = -0,140 + 0,117x$	$y = 0,185 + 0,127x$
R	0,581	0,529	0,456
R <sup>2</sup>	0,337	0,280	0,208
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,319	0,261	0,187
SEE	4,799	2,540	3,363
DF	37,000	37,000	37,000
TSS	0,098	92,857	110,003
F	-0,063	14,391	9,729
P	0,950	< 0,001	0,004
<b>Shannon Diversität der Hummeln in Relation zum</b>			
	D: Shape Index	F: HNV Index	E: Biotopwert
<b>Eifel</b>			
Geradengleichung	$y = 1,318 + 0,001x$	$y = 2,907 - 0,417x$	$y = 4,957 + 0,158x$
R	0,004	0,232	0,061
R <sup>2</sup>	0,000	0,054	0,004
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,000	0,032	0,000
SEE	0,166	1,004	1,487
DF	42,000	42,000	42,000
TSS	0,000	2,418	0,346
F	0,001	2,396	0,156
P	0,978	0,129	0,695
<b>SÜBL</b>			
Geradengleichung	$y = 1,285 + 0,118x$	$y = 3,951 + 0,176x$	$y = 3,594 - 0,077x$
R	0,478	0,098	0,060
R <sup>2</sup>	0,228	0,010	0,004
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	0,207	0,000	0,000
SEE	0,135	1,119	0,799
DF	37,000	37,000	37,000
TSS	0,195	0,452	0,086
F	10,651	0,361	0,135
P	0,002	0,551	0,716

## Danksagung

Ich möchte allen danken, die mich während meiner Promotion unterstützt haben:

PD Dr. Bodo M. Möseler danke ich für die Betreuung meiner Doktorarbeit, für seine Unterstützung sowie für die vertrauensvolle und wertschätzende Begleitung.

PD Dr. Jürgen Schellberg danke ich für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes, für seine fachliche Unterstützung insbesondere bei der statistischen Auswertung, für seine stets offen stehende Tür und ermutigende Gespräche sowie für die Übernahme meiner Zweitbetreuung.

Prof. Dr. Thomas Döring danke ich für die kritische Durchsicht der Dissertationsschrift sowie für die freundliche Übernahme des dritten Gutachtens.

Dr. Matthias Schindler danke ich für seine Initiative, für die fachlichen Impulse bei der Erarbeitung des Projektantrages, für unzählige intensive fachliche wie auch persönliche Gespräche, für die stetige Ermutigung diesen Weg zu gehen und für die jahrelange fördernde Begleitung meines Werdegangs sowie für seine Beteiligung als fachnahes Mitglied des Promotionsverfahrens.

Prof. Dr. Mathias Becker danke ich für seine stete Hilfsbereitschaft bei organisatorischen Fragen sowie für die Übernahme des Prüfungsvorsitzes.

Prof. Dr. Dieter Wittmann danke ich für die Einreichung des ersten Projektantrags und für die Möglichkeit, am Melbgut arbeiten zu dürfen.

Dr. Jörn Busenkell danke ich für seine geduldige Unterstützung bei der Administration des Forschungsprojektes seitens des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL.

Christof Weins, Sabine Gerlach und Dr. Ernst-Friedrich Kiel danke ich für die Begleitung des Forschungsprojektes seitens des MKULNV sowie für die intensiven fachlichen Diskussionen und Anregungen.

Jutta Werking-Radtke und Dr. Georg Verbücheln danke ich für die fachliche Begleitung des Forschungsprojektes seitens des LANUV sowie für die Bereitstellung von Daten.

Dr. Thorsten Becker von der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen danke ich für seine freundliche Unterstützung bei der Suche geeigneter Untersuchungsflächen.

Ulrich G. Sander danke ich für seine Unterstützung bei den faunistischen Erfassungen sowie für seine Expertise und Literaturhinweise bezüglich Heuschrecken.

Allen teilnehmenden Landwirtinnen und Landwirten danke ich dafür, dass sie Ihre Flächen für die Untersuchungen zur Verfügung gestellt haben.

Dr. Andrée Hamm, Jula Werres, Dr. Heiko Schmied, Ingrid Nüssle, Marie-Rose Wirths, Waltraud Eßer, Catherine Fehse, Dete Papendieck, Uwe Sarter, Alexandra Sollik sowie allen Studierenden des Lehrstuhls „Agrarökologie“ danke ich für die herzliche Zusammenarbeit.

Henriette und Helmut Boller danke ich von Herzen für ihre unermüdliche lektorische und mentale Unterstützung sowie dafür, dass sie mir mein Studium ermöglicht und mich auf meinem Weg zur Promotion begleitet haben. Ohne sie wäre ich nicht der Mensch, der ich heute bin.