

Biotopverbundplanung mit Least-Cost-Analysen

Modellierung der Biotopverbundfunktion
Regionaler Grünzüge der Metropole Ruhr

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Dr.-Ing.
an der Fakultät Raumplanung der Technischen Universität Dortmund

Verfasser:
Dipl.-Ing. Roland Finke

Gutachter:
Prof. Dr.-Ing. Dietwald Gruehn
Prof. Dr.-Ing. Gerd Turowski

Prüfer:
Dr. rer. hort. Eberhard Geisler

Biotopverbundplanung mit Least-Cost-Analysen

Modellierung der Biotopverbundfunktion
Regionaler Grünzüge der Metropole Ruhr

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Dr.-Ing.
an der Fakultät Raumplanung der Technischen Universität Dortmund

Verfasser:
Dipl.-Ing. Roland Finke

Gutachter:
Prof. Dr.-Ing. Dietwald Gruehn
Prof. Dr.-Ing. Gerd Turowski

Prüfer:
Dr. rer. hort. Eberhard Geisler

"Da Dankbarkeit nach meinem Dafürhalten die löblichste aller Tugenden ist, und das Gegenteil zu tadeln, habe ich, der nicht undankbar erscheinen möchte, mir vorgenommen, jetzt, wo ich mein Herz als frei betrachten kann, in jenem geringen Ausmaße, als ich es vermag, alles Empfangene zu vergelten."

Giovanni Boccaccio
Decamerone: Vorwort

Dank

Ich danke an erster Stelle der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) dafür, dass sie das Forschungsvorhaben „Entwicklung eines urbanen Biotopverbundes im Rahmen des Freiraumkonzeptes Metropole Ruhr“ finanziell gefördert hat. Die relativ großzügige Ausstattung dieses Projektes hat maßgeblich dazu beigetragen, dass ich mein parallel entwickeltes Promotionsvorhaben gleichzeitig fertig stellen konnte.

Im Hinblick auf die Bearbeitung des Förderprojektes danke ich besonders dem Regionalverband Ruhr (RVR) als Kooperationspartner. Mein Dank gilt hier insbesondere Dr. Eberhard Geisler, Regina Mann-Krysik, Petra Hüging sowie Gerhard Heinen für drei Projektjahre intensiver Zusammenarbeit.

Weiterhin bedanke ich mich bei Katharina Kaboth, Christina Schlotmann und Ramona Schwartpaul, die das Projekt als Studentische Hilfskräfte unterstützt haben.

Besonders bedanke ich mich bei meinem Doktorvater Prof. Dr. Dietwald Gruehn, der mich das von mir gewählte Thema selbständig bearbeiten ließ und mich dazu motiviert hat, die Arbeit früher fertig zu stellen, als ich es für möglich gehalten hätte.

Ein weiterer herzlicher Dank gilt Prof. Dr. Gerd Turowski sowie Dr. Eberhard Geisler für ihre Unterstützung und die Bereitschaft, im Promotionsverfahren als Gutachter bzw. als Prüfer mitzuwirken.

Ein großer Dank gilt meinen Kollegen Dr. Burghard Meyer, Sven Rannow und Michael Roth, mit denen ich viele Aspekte meiner Arbeit oft und intensiv diskutiert habe.

Mein Dank gilt darüber hinaus Dr. Frank Adriaensen und Prof. Dr. Erik Matthysen für ihre Einladung an die Universität von Antwerpen sowie den für mich sehr lehrreichen fachlichen Austausch über methodische Aspekte des Einsatzes von Least-Cost-Analysen zur Modellierung von Landschaftskonnektivität.

Weiterhin danke ich Prof. Dr. Eckhard Jedicke und Prof. Dr. Giseler Kaule für ihre Bereitschaft zur aktiven Teilnahme an unserem Expertenworkshop im Juni 2009 und die dort geführte Diskussion in Bezug auf den Einsatz von generalisierten ökologischen Anspruchstypen und Zielarten.

Schließlich bedanke ich mich bei meiner Familie, die meinen Ausbildungsweg stets unterstützt hat.

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG	1
1.1	DEUTSCH	1
1.2	ENGLISH	2
2	EINFÜHRUNG	3
2.1	ANLASS	3
2.2	AUSGANGSSITUATION	3
2.3	PLANERISCHE FORSCHUNGSFRAGEN	4
2.4	METHODISCHE FORSCHUNGSFRAGEN	7
2.5	INHALTLICHER AUFBAU	8
3	GRUNDLAGEN	9
3.1	KONZEPT DES BIOTOPVERBUNDES	9
3.1.1	ÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN	10
3.1.1.1	Inseltheorie	10
3.1.1.2	MVP-Konzept, PVA und Metapopulationen	12
3.1.1.3	Mosaik-Zyklus-Theorie	14
3.1.1.4	Mobilität	14
3.1.1.5	Zielarten	16
3.1.2	KONZEPTIONELLE ELEMENTE	20
3.1.2.1	Kernflächen	21
3.1.2.2	Landschaftsmatrix	23
3.1.2.3	Korridore	25
3.1.2.4	Urbane Grünzüge	29
3.1.3	ANSÄTZE DER OPERATIONALISIERUNG	31
3.1.3.1	Strukturelle Konnektivität	32
3.1.3.2	Funktionale Konnektivität	33
3.1.4	EINZELFALLABHÄNGIGE KONKRETISIERUNG	35
3.1.4.1	Ökologische Grundlagen	36
3.1.4.2	Planungsmaßstab	37
3.1.4.3	Naturschutzfachliche Ziele	37
3.1.4.4	Planungspraktische Erwägungen	38
3.1.4.5	Politische Rahmenbedingungen	38
3.2	BIOTOPVERBUNDPLANUNG	39
3.2.1	RECHTSGRUNDLAGEN	39
3.2.1.1	International	39
3.2.1.2	Bundesrecht	41
3.2.1.3	Landesrecht NRW	47
3.2.2	PLANERISCHE GRUNDLAGEN	49
3.2.2.1	Bundesweiter Biotopverbund	49
3.2.2.2	Biotopverbund in Nordrhein-Westfalen	51
3.2.3	REGIONALE GRÜNZÜGE DER METROPOLE RUHR	63
3.2.3.1	Historische Entstehung	63
3.2.3.2	Erstmalige planerische Festsetzung	66
3.2.3.3	Regionale Grünzüge in der aktuellen Regionalplanung	67
3.2.3.4	Der Emscher Landschaftspark	70
3.2.3.5	Regionale Grünzüge im Regionalen Flächennutzungsplan	71
3.2.4	ZIELARTENKONZEPTE	74

3.2.4.1	Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW	74
3.2.4.2	Zielartenkonzept Baden-Württemberg	75
3.3	LEAST-COST-ANALYSEN	77
3.3.1	EINSATZ VON MODELLEN IN DER PLANUNG	77
3.3.1.1	Validierung	77
3.3.1.2	Sensitivitätsanalyse	79
3.3.1.3	Evaluation	80
3.3.2	GRAPHENTHEORIE	81
3.3.3	LEAST-COST-ANALYSEN MIT ARCGIS 9.2	84
3.3.4	MODELLIERUNG VON LANDSCHAFTSKONNEKTIVITÄT	87
3.3.4.1	Eingangsdaten	88
3.3.4.2	Unsicherheit bei der Bewertung von Kosten	88
3.3.4.3	Kostensets	89
3.3.4.4	Zwischenfazit	94
4	VORGEHENSWEISE	96
4.1	ABGRENZUNG DES UNTERSUCHUNGSRAUMES	96
4.2	ANALYSE DES STRUKTURELLEN VERBUNDES	98
4.2.1	DATENGRUNDLAGE	99
4.2.2	ORDINALE KOSTENNIVEAUS	99
4.2.3	KARDINALE KOSTENSETS	100
4.3	ANALYSE DES FUNKTIONALEN VERBUNDES	102
4.3.1	DATENGRUNDLAGE	103
4.3.2	ORDINALE KOSTENNIVEAUS	107
4.3.3	ANSPRUCHSTYPEN	108
4.3.4	KARDINALE KOSTENSETS	114
4.4	INTERPRETATION DER ANALYSEERGESNISSE	116
4.4.1	KARTOGRAFISCHE DARSTELLUNG	116
4.4.2	KLASSIFIKATION	117
4.4.3	AGGREGATION	118
4.4.4	INTERPRETATION	118
4.5	SENSITIVITÄTSANALYSEN	119
4.6	ABLEITUNG VON PLANUNGSHINWEISEN	121
4.6.1	DARSTELLUNGSMABSTAB	122
4.6.2	SUCHRAUMKULISSE	122
4.6.3	EIGNUNGSRÄUME	123
5	ERGEBNISSE	124
5.1	FLÄCHENNUTZUNGSSTRUKTUR	124
5.1.1	FREIFLÄCHEN	124
5.1.2	BARRIEREELEMENTE	127
5.1.3	BRACHFLÄCHEN	128
5.1.4	ZWISCHENFAZIT	128
5.2	STRUKTURELLER VERBUND	131
5.2.1	COST-CORRIDOR-ANALYSEN	131
5.2.1.1	Kennzahlen	132
5.2.1.2	Korridore	132
5.2.1.3	Pfadkosten	133
5.2.2	AGGREGATION UND SENSITIVITÄTSANALYSEN	142
5.2.3	ZWISCHENFAZIT	143
5.3	FUNKTIONALER VERBUND	149
5.3.1	COST-CORRIDOR-ANALYSEN	149

5.3.1.1	Kennzahlen	150
5.3.2	AGGREGATION	151
5.3.2.1	Alle Anspruchstypen	151
5.3.2.2	Organismenotypen	152
5.3.2.3	Habitatanspruchstypen	154
5.3.3	SENSITIVITÄTSANALYSEN	155
5.3.4	ERGÄNZENDE SENSITIVITÄTSANALYSEN	178
5.3.5	ZWISCHENFAZIT	180
5.4	PLANUNGSHINWEISE	192
5.4.1	DEFIZITANALYSE	192
5.4.1.1	Strukturelle Defizite	193
5.4.1.2	Funktionale Defizite	195
5.4.2	AUSDEHNUNG DER REGIONALEN GRÜNZÜGE	197
5.4.2.1	Interpretation der Analyseergebnisse	198
5.4.2.2	Eignungsräume	198
5.4.3	ÄNDERUNG VON LANDNUTZUNGEN	201
5.4.4	PLANUNGSHINWEISE AM BEISPIEL	203
5.4.4.1	Beispiel	203
5.4.4.2	Planungshinweise	204
5.4.5	ZWISCHENFAZIT	205
5.5	FAZIT	214
5.5.1	PLANERISCHE FORSCHUNGSFRAGEN	214
5.5.1.1	Struktureller Verbund	214
5.5.1.2	Funktionaler Verbund	214
5.5.1.3	Planungshinweise	215
5.5.2	METHODISCHE FORSCHUNGSFRAGEN	216
6	EVALUATION	218
6.1	ZWECK	218
6.2	RAHMENBEDINGUNGEN	219
6.3	VALIDITÄTSKRITERIEN	222
6.3.1	INHALTSVALIDITÄT	222
6.3.2	KONSTRUKTVALIDITÄT	224
6.3.3	KRITERIUMSVALIDITÄT	225
6.3.4	SENSITIVITÄT	225
6.4	FAZIT	227
7	QUELLEN	229
7.1	LITERATUR	229
7.2	PLANWERKE	254
7.3	GESETZE, RICHTLINIEN UND INTERNATIONALE VERTRAGSWERKE	254
7.4	WEBSITES	256
7.5	MÜNDLICHE QUELLEN	257
8	ANHANG	258
8.1	ANALYSEERGEBNISSE DER ÖKOLOGISCHEN ANSPRUCHSTYPEN	258
8.2	KOSTENSKALENNIVEAUS DER ÖKOLOGISCHEN ANSPRUCHSTYPEN	266
8.3	EXPERTENWORKSHOP	270
8.3.1	TAGESORDNUNG	270
8.3.2	TEILNEHMERLISTE	271

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Leitbild des Freiraum- und Biotopverbundes in der Metropole Ruhr.....	5
Abb. 2: Vergleich der Isolation von Meeres- und Habitatinseln (Kurt 1983: 37)	11
Abb. 3: Das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes	20
Abb. 4: Matrixabhängige und Matrixunabhängige Bewegungsformen.....	24
Abb. 5: Unterscheidung von Vernetzungsmöglichkeiten in einem Biotopverbund (Jedicke 1994: 27).....	26
Abb. 6: Zielartspezifische Einflussgrößen bei der Bestimmung effektiver Distanzen zwischen Kernflächen.....	34
Abb. 7: Einzelfallabhängige Konkretisierung des Biotopverbundes	36
Abb. 8: Darstellung der Kulturlandschaftsentwicklung seit 1820 und des Leitbildes für das Ruhrgebiet entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 147).....	53
Abb. 9: Verbundkorridore und grenzüberschreitendes Biotopverbundsystem entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 84).....	54
Abb. 10: Regionale Grünzüge in den Ballungsräumen entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 89).....	55
Abb. 11: Biotopnetze entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 92).....	56
Abb. 12: Biotopverbundkorridor entlang der Lippe im „Regionalen Freiraumsystem Ruhrgebiet“ (KVR 1998).....	59
Abb. 13: Urbanes Freiraumsystem im STÖB Herdecke (verändert nach LÖBF 2004b)	61
Abb. 14: Stadtstrukturelles Modell der Gartenstadt nach HOWARD 1898	64
Abb. 15: Vergleich der schematischen Darstellung der Durchdringung einer Stadtanlage mit Grünflächen nach Schmidt (1912) mit dem aktuellen Leitbild einer radialkonzentrischen Freiraumstruktur der Stadt Dortmund (Neumeyer et al. 1998).....	65
Abb. 16: Zusammenhang zwischen dem Regionalen Grünflächensystem und den städtischen Grünflächen im 1966 in Kraft getretenen Gebietsentwicklungsplan (SVR 1970: 65).	66
Abb. 17: Regionaler Grünzug A (SVR 1970: 71).....	67
Abb. 18: Aufstellungsprozess des RFNP im Überblick (Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009)	71
Abb. 19: Das Königsberger Brückenproblem (MacTutor History of Mathematics archive).....	81
Abb. 20: Funktionsweise des Dijkstra-Algorithmus.....	83
Abb. 21: Transformation der Kostenoberfläche in einen kantengewichteten Graphen	84
Abb. 22: Cost-Allocation, Cost-Distance und Cost-Backlink-Analyse (verändert nach ARCGIS 9.2)	85
Abb. 23: Cost-Corridor-Analyse 1 (ArcGIS 9.2).....	86
Abb. 24: Cost-Corridor-Analyse 2 (ArcGIS 9.2).....	86
Abb. 25: Cost-Corridor-Analyse 3 (ArcGIS 9.2).....	87
Abb. 26: Typisierung von Kostensets	91
Abb. 27: Kostenset für Igel mit bester Entsprechung in Bezug auf 21 beobachtete Bewegungspfade (eigene Darstellung von Daten nach Driezen et al. 2007)	93
Abb. 28: Metrische Distanzen zwischen Ruhr und Lippe durch verschiedene Bereiche des Untersuchungsraumes	97
Abb. 29: Vorgehensweise bei der Analyse des strukturellen Verbundes	98
Abb. 30: Vorgehensweise bei der Analyse des funktionalen Verbundes	102
Abb. 31: Aktualität der Luftbilder, die der Flächennutzungskartierung des RVR zugrunde liegen (Website des RVR Geodatenservers).....	103
Abb. 32: Generierung von Kostenoberflächen am Beispiel des Südcampus der TU Dortmund	106
Abb. 33: Potenzielle Zerschneidungseffekte durch Autobahnen und Hauptstraßen.....	110
Abb. 34: Spektrum ökologischer Anspruchstypen	113
Abb. 35: Ordinale Interpretation des durch Telemetriedaten validierten Kostensets für Igel (eigene Darstellung von Daten nach Driezen et al. 2007)	114
Abb. 36: Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn	129
Abb. 37: Modifizierte Realnutzungskartierung des RVR basierend auf Luftbildern der Jahre 2005 und 2006	130

Abb. 38: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)}=os$	136
Abb. 39: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)}=os^2$	137
Abb. 40: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)}=os^3$	138
Abb. 41: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)}=2^{os-1}$	139
Abb. 42: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)}=3^{os-1}$	140
Abb. 43: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)}=4^{os-1}$	141
Abb. 44: Analyse des strukturellen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen	145
Abb. 45: Analyse des strukturellen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen	146
Abb. 46: Analyse des strukturellen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen der drei schwächer gespreizten Kardinalskalen	147
Abb. 47: Analyse des strukturellen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen der drei stärker gespreizten Kardinalskalen	148
Abb. 48: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen	160
Abb. 49: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen	161
Abb. 50: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Amphibie“	162
Abb. 51: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Amphibie“	163
Abb. 52: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger A“	164
Abb. 53: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger A“	165
Abb. 54: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger B“	166
Abb. 55: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger B“	167
Abb. 56: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Schmetterling“	168
Abb. 57: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Schmetterling“	169
Abb. 58: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Vogel“	170
Abb. 59: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Vogel“	171
Abb. 60: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Wald- & Offenlandkomplex“	172
Abb. 61: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Wald- & Offenlandkomplex“	173
Abb. 62: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“	174
Abb. 63: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“	175
Abb. 64: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“	176
Abb. 65: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“	177

Abb. 66: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Feuchtgrünland“	182
Abb. 67: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Feuchtgrünland“	183
Abb. 68: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Feuchtgrünland“	184
Abb. 69: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Feuchtgrünland“	185
Abb. 70: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Feuchtgrünland“	186
Abb. 71: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatsanspruchstyp „Feuchtgrünland“	187
Abb. 72: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatsanspruchstyp „Feuchtgrünland“	188
Abb. 73: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Summen für die Habitatsanspruchstypen „Offenlandkomplex“ und „Feuchtgrünland“	189
Abb. 74: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für die Organismtypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“	190
Abb. 75: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über Summen der Analysen für die Organismtypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“	191
Abb. 76: Unterbrechung des Regionalen Grünzuges G zwischen Dortmund Brackel und Dortmund Asseln (vgl. SVR 1970; BR Arnsberg 2004; Stadt Dortmund 2004)	203
Abb. 77: REWE-Warenverteilzentrum (Luftbild © Google 2007; AeroWest 2009)	204
Abb. 78: Abgrenzung des Untersuchungsraumes und Vergleich der Regionalen Grünzüge des GEP66 mit den aktuellen Regionalplänen der Bezirksregierungen	206
Abb. 79: Analyse des strukturellen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen bei kommunalen Interpretationsräumen	207
Abb. 80: Analyse des strukturellen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen bei manuellen Interpretationsräumen	208
Abb. 81: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen bei kommunalen Interpretationsräumen	209
Abb. 82: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen bei manuellen Interpretationsräumen	210
Abb. 83: Kulisse der 25 günstigsten Perzentile aus den Analysen der funktionalen und strukturellen Konnektivität bei manuellen Interpretationsräumen	211
Abb. 84: Flächen ohne einer Darstellung als Regionaler Grünzug entgegenstehende Nutzung mit gleichzeitig hoher Bedeutung für den Biotopverbund	212
Abb. 85: Unterbrechung des Regionalen Grünzuges G: Ableitung von Planungshinweisen	213
Abb. 86: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Wald- & Offenlandkomplex“	258
Abb. 87: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Wald- & Offenlandkomplex“	258
Abb. 88: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Wald- & Offenlandkomplex“	259
Abb. 89: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Wald- & Offenlandkomplex“	259
Abb. 90: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Wald- & Offenlandkomplex“	260
Abb. 91: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Waldkomplex“	260
Abb. 92: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Waldkomplex“	261
Abb. 93: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Waldkomplex“	261
Abb. 94: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Waldkomplex“	262

Abb. 95: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Waldkomplex“	262
Abb. 96: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Offenlandkomplex“	263
Abb. 97: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Offenlandkomplex“	263
Abb. 98: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Offenlandkomplex“	264
Abb. 99: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Offenlandkomplex“	264
Abb. 100: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Offenlandkomplex“	265

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Potentielle Vor- und Nachteile von Biotopverbundkorridoren (Überarbeitet und aus dem Englischen übersetzt nach Crooks & Sanjayan 2007: 10)	28
Tab. 2: Leitbild des Fachbeitrages gem. § 15a LG NW für das zentrale Ruhrgebiet (Zusammenstellung von Inhalten nach Hübschen & Schmidt 1997)	57
Tab. 3: Ziele mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge in den aktuellen Regionalplänen	69
Tab. 4: Ziele und Grundsätze mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge im RFNP (Stand März 2009)	73
Tab. 5: Ordinale Bewertung von Landnutzungsklassen der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn für den Anspruchstyp <i>Segers vulgaris</i>	100
Tab. 6: Varianten der Überführung der Ordinalskala in kardinale Kostensets	101
Tab. 7: Flächennutzungskategorien für die Generierung von Kostenoberflächen zur Analyse der funktionalen Konnektivität zwischen Populationen und Biotopen	106
Tab. 8: Verflechtungsmatrix zur ordinalen Bewertung von Flächennutzungen	108
Tab. 9: Spektrum der Organismenotypen	112
Tab. 10: Kardinale Kostensets nach Organismenotypen	115
Tab. 11: Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes (eigene Auswertung auf Basis der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn)	125
Tab. 12: Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes (Auswertung der modifizierten Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR)	126
Tab. 13: Analyse des strukturellen Verbundes: Kennzahlen der Cost-Corridor-Analysen im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen	132
Tab. 14: Analyse des strukturellen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen	142
Tab. 15: Analyse des Funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Cost-Corridor-Analysen im betrachteten Spektrum ökologischer Anspruchstypen	150
Tab. 16: Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen nach betrachteten Organismenotypen	157
Tab. 17: Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen nach betrachtetem Spektrum kardinaler Kostenskalen	158
Tab. 18: Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen ergänzender Sensitivitätsanalysen	179
Tab. 19: Defizite in der Flächenkulisse der Regionalen Grünzüge	194
Tab. 20: Vergleich der Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes, der Regionalen Grünzüge, sowie der ermittelten Eignungsräume auf Basis der modifizierten Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR	200
Tab. 21: Ordinale Kostenskalenniveaus der ökologischen Anspruchstypen	269

Abkürzungsverzeichnis

Das folgende Abkürzungsverzeichnis enthält alle im Text verwendeten Abkürzungen, die nicht bereits durch den DUDEN als feste Bestandteile der deutschen Sprache definiert sind (vgl. Dudenredaktion 2006).

BauGB	Baugesetzbuch
BauNVO	Baunutzungsverordnung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BR	Bezirksregierung
CBD	Convention on Biological Diversity
d. h.	das heißt
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DJV	Deutscher Jagdschutzverband
FFH	Fauna Flora Habitat-Richtlinie
FNP	Flächennutzungsplan
gem.	gemäß
GEP	Gebietsentwicklungsplan
GEP66	Gebietsentwicklungsplan des Siedlungsverbandes Ruhrkohlenbezirk von 1966
GIS	Geoinformationssystem
GSN	Gebiet für den Schutz der Natur
IBA	Internationale Bauausstellung
insb.	insbesondere
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KVR	Kommunalverband Ruhrgebiet
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LEP	Landesentwicklungsplan
LG NW	Landschaftsgesetz Nordrhein-Westfalen
LÖBF	Landesamt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten
LPIG	Landesplanungsgesetz
MVP	Minimum Viable Population
PEBLDS	Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy
PEEN	Pan-European Ecological Network
POW	Programme of Work
PVA	Population Vulnerability Analysis
RFNP	Regionaler Flächennutzungsplan
RFR	Regionales Freiraumsystem Ruhrgebiet
ROG	Raumordnungsgesetz
RVR	Regionalverband Ruhr
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
STÖB	Stadökologischer Fachbeitrag
SVR	Siedlungsverband Ruhrkohlenbezirk
Tab.	Tabelle
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
z. T.	zum Teil
ZAK	Zielartenkonzept (Baden-Württemberg)
ZFL	Zentrum für Fernerkundung der Landoberfläche
zit.	zitiert

1 Zusammenfassung

1.1 Deutsch

Im Rahmen dieser Arbeit wird die Landschaftskonnektivität innerhalb der Metropole Ruhr mit Hilfe von Least-Cost-Analysen modelliert. Die Modellergebnisse sind als naturschutzfachliche Grundlage zur Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge im Rahmen des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr geeignet. Zentrale Ergebnisse der Least-Cost-Analysen sind:

- Günstigste Korridore für einen den strukturellen Verbund zusammenhängender Freiflächen repräsentierenden künstlichen Anspruchstyp „*Segers vulgaris*“
- Günstigste Korridore für ein Spektrum von 15 unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen, welche die naturschutzfachliche Zielsetzung eines funktionalen Biotopverbundes reflektieren

Während die ermittelten Korridore strukturell zusammenhängender Freiflächen den bestehenden Regionalen Grünzügen entsprechen, weichen die funktionalen Biotopverbundkorridore erheblich von den Regionalen Grünzügen ab. Abweichungen bestehen dort, wo Habitatansprüche eher in der angrenzenden Bebauung als innerhalb des Regionalen Grünzuges erfüllt werden. Die günstigsten Korridore aller ökologischen Anspruchstypen verlassen die Regionalen Grünzüge in Bereichen großflächiger Ackernutzung.

Neben der Ableitung von entsprechenden Planungshinweisen werden im Rahmen von Sensitivitätsanalysen auch methodische Aspekte des Einsatzes von Least-Cost-Analysen zur Modellierung von Landschaftskonnektivität untersucht. Auf diese Weise werden räumlich differenzierte Aussagen in Bezug auf den Einfluss der Kalibrierung der Kostensets auf die Ergebnisse bzw. in Bezug auf der Modellierung innewohnende Unsicherheiten getroffen.

Anhand einer abschließenden Evaluation wird diskutiert, in welchem Maß das Modell die Anforderungen erfüllt, welche sich aus dem vorgesehenen Einsatz zur Berücksichtigung der Erfordernisse der strukturellen und der funktionalen Landschaftskonnektivität im Rahmen des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr ergeben.

Seit Oktober 2009 hat der Regionalverband Ruhr wieder die Aufgabe, einen einheitlichen Regionalplan für sein Verbandsgebiet aufzustellen. Der künftige Regionalplan Metropole Ruhr wird gleichzeitig die Funktion eines Landschaftsrahmenplanes haben. Die Weiterentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge wird eine Hauptaufgabe sein.

Die historische Funktion des Systems der Regionalen Grünzüge bestand in der Überwindung von negativen städtebaulichen und gesundheitlichen Folgen der Industrialisierung. Heute strukturieren sie den Agglomerationsraum und dienen als regionales Freiraumverbundsystem der Erholung der Bevölkerung. Darüber hinaus stellen sie ein regionales Biotopverbundsystem dar, welches die landesweiten Verbundkorridore entlang des Ruhrtales und der Lippeaue durch den Ballungsraum hindurch miteinander verknüpfen soll.

Biotopverbundsysteme wie das der Regionalen Grünzüge bilden den konzeptionellen Kern des Wandels von einem auf den Gebietsschutz beschränkten Naturschutz hin zu einer flächendeckenden Strategie. Hierbei steht die Landschaftskonnektivität im Fokus. Sie beschreibt die ökologischen Beziehungen zwischen durch anthropogene Landnutzung voneinander getrennten Lebensräumen. Bisher erfolgt Biotopverbundplanung in Nordrhein-Westfalen jedoch nicht auf Basis einer Analyse der Landschaftskonnektivität, sondern nahezu ausschließlich anhand des naturschutzfachlichen Wertes einzelner Flächen.

1.2 English

This thesis is centred on modelling landscape connectivity in the Ruhr Metropolis using Least-Cost-Analysis. Its results are suited as an analytical foundation for the development of the Ruhr Metropolis' Regional Greenways as part of the Ruhr Metropolis' next Regional Plan. Main results of the Least-Cost-Analysis are:

- Least-Cost-Corridors for the artificial ecotype "*Segers vulgaris*" which is designed to represent public recreation needs concerning a network of connected open space
- Least-Cost-Corridors for a spectrum of 15 different ecotypes, representing the implications of functional landscape connectivity

While the corridors of connected open space comply with the existing regional greenways, the ecotypes' habitat corridors show substantial variations. Habitat corridors leave the greenways wherever the adjacent built-up area fits an ecotype's habitat needs better than the regional greenway does. The corridors of all ecotypes leave the regional greenways in areas that are characterized by extensive agriculture.

Aside from suggestions concerning the regional greenway systems' future development, Sensitivity Analysis is used to address methodological aspects of using Least-Cost-Analysis in order to model landscape connectivity. This yields spatial explicit results concerning the impact of cost parameterisation on Least-Cost-Analysis' results and the amount of uncertainty that resides within this modelling approach respectively.

The model was built to enable planners and political stakeholders to incorporate the aspects of structural and functional landscape connectivity into the Ruhr Metropolis' future Regional Plan. A concluding evaluation discusses the models' usefulness for this purpose.

In October 2009 the authority of regional planning was given back to the Regionalverband Ruhr. The future Regional Plan for the Ruhr Metropolis will fulfil the function of a Regional Landscape Plan at the same time. Strengthening the system of regional greenways will be one of its major goals.

The regional greenways were historically designed to counteract negative effects of industrialisation in the fields of urban development and public health. Nowadays the greenways help to structure the metropolitan area and facilitate public recreation. Furthermore, they form a system of regional wildlife corridors, connecting the statewide corridors along the rivers Ruhr and Lippe through the metropolitan area.

Habitat networks like the Ruhr's system of regional greenways are an essential part of an ongoing strategic change in nature conservation, with a shift of focus from the protection of specific sites towards a comprehensive conservation strategy. Analysing landscape connectivity is a vital part of this new approach to nature conservation. Landscape connectivity addresses the structural and functional relationships between different parts of a landscape which have been obstructed by human land use. In Northrhine-Westphalia, the planning of habitat networks has exclusively been based on the intrinsic qualities of specific sites up to now. Landscape connectivity has not been taken into account before.

2 Einführung

2.1 Anlass

Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) hat ein Forschungsvorhaben zur Thematik „Entwicklung eines urbanen Biotopverbundes im Rahmen des Freiraumkonzeptes Metropole Ruhr“ an den Lehrstuhl Landschaftsökologie und Landschaftsplanung der Fakultät Raumplanung der Technischen Universität Dortmund vergeben. Die vorliegende Arbeit ist auf Grundlage dieses Vorhabens entstanden.

Das Forschungsvorhaben diente der wissenschaftlichen Begleitung der Erarbeitung des „Freiraumkonzeptes Metropole Ruhr“ durch den Regionalverbandes Ruhr, welcher als Kooperationspartner an dem Forschungsvorhaben beteiligt war. Der Regionalverband Ruhr hat sich mit dem „Freiraumkonzept Metropole Ruhr“ auf die mit der Übernahme der Regionalplanungskompetenz zum 21.10.2009 verbundenen freiraumplanerischen Aufgaben vorbereitet: Das „Freiraumkonzept Metropole Ruhr“ soll als fachplanerische Grundlage des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr dienen. Der Regionalplan Metropole Ruhr wird gleichzeitig die Funktion eines Landschaftsrahmenplanes haben.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Modellierung der strukturellen und funktionalen Landschaftskonnektivität der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr. Zweck der Modellierung ist die Ableitung von Steuerungsmaßnahmen: Die Ergebnisse sollen dazu dienen, bei planerischen Abwägungsentscheidungen im Rahmen der Erarbeitung des künftigen „Regionalplanes Metropole Ruhr“ die Erfordernisse des strukturellen und funktionalen Verbundes zu berücksichtigen. Die im Rahmen dieser Arbeit abgeleiteten Planungshinweise erreichen nicht den Konkretisierungsgrad eines fachplanerischen Beitrages zum künftigen „Regionalplan Metropole Ruhr“. Diese Funktion übernimmt das „Freiraumkonzept Metropole Ruhr“, welches durch den RVR zeitlich parallel erarbeitet worden ist.

Nach gängiger Literaturmeinung sind Least-Cost-Analysen in Bezug auf den hier verfolgten Zweck als das aktuell beste zur Verfügung stehende methodische Instrument zu bezeichnen (vgl. Chardon et al. 2003; Sutcliffe et al. 2003; Verbeylen et al. 2003; Coulon et al. 2004; Vignieri 2005; Stevens et al. 2006 sowie Beier et al. 2008).

Parallel zu den aus dem Zweck der Modellierung resultierenden planerischen Forschungsfragen werden auch methodische Forschungsfragen behandelt. Diese methodischen Forschungsfragen sind auf die Sensitivität der eingesetzten Least-Cost-Analysen gegenüber Änderungen ihrer Eingangsparameter und damit auf die den Ergebnissen innewohnenden Unsicherheiten gerichtet.

2.2 Ausgangssituation

Das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes bildet den konzeptionellen Kern des Wandels von schutzgebietsbezogenen Ansätzen hin zu einem dynamischen Verständnis von Naturschutz. In den Fokus rücken dabei die Beziehungen zwischen den durch Schutzgebietsausweisung gesicherten Kernflächen bzw. die Qualität der sie umgebenden Landschaft.

Die Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr stellen ein urbanes Biotopverbundsystem dar, das ohne eine formalisierte Analyse struktureller oder funktionaler Konnektivität entworfen

wurde (vgl. Schmidt 1912: 65f). Auch die weitere Entwicklung der Regionalen Grünzüge fand bis heute nicht auf Basis von Analysen ihrer Konnektivität statt.

Diese in der Praxis weit verbreitete Vorgehensweise wird von Noss als „`seat-of-the-pants`-approach“ bzw. als „intuitive or opportunistic approach“ bezeichnet (Noss 2007: 266f). Sie impliziert ungetestete und meist auch ungenannte bzw. unreflektierte Annahmen in Bezug auf funktionale Bezüge zwischen den Elementen der Biotopverbundplanung (vgl. Noss & Daly 2006). Derartige Biotopverbundplanungen, die auf Expertenmeinung bzw. auf informiertem Raten beruhen, können im Einzelfall trotzdem, wie bspw. Beier (1995) belegt, mit den Ergebnissen aufwändigerer Analysen übereinstimmen. Aufgrund der mit Schutz und Entwicklung von Korridoren sowie der Einrichtung von Passagen (bspw. Grünbrücken) verbundenen hohen Kosten erscheinen jedoch methodisch aufwändigere Analyse grundsätzlich angemessen (vgl. Noss & Daly 2006).

Die Flächenkulisse für das Biotopverbundsystem Nordrhein-Westfalens wurde bislang primär auf Basis intrinsischer Qualitäten von Flächen ohne Analyse von struktureller oder funktionaler Landschaftskonnektivität bestimmt. Im Rahmen bisheriger Biotopverbundplanungen waren insb. der Schutzstatus einer Fläche sowie das Vorkommen gefährdeter bzw. geschützter Arten entscheidungsrelevant (vgl. Hübschen 1997; Hübschen & Schmidt 1997; MURL 1997; KVR 1998; LÖBF 1999 sowie Genkinger et al. 2008).

Die methodische Konzentration auf eine Eignungsprüfung potentieller Flächen des Biotopverbundes anhand von intrinsischen Qualitäten in Kombination mit dem weitgehenden Verzicht auf die Analyse von strukturellen und funktionalen Bezügen durch die Landschaftsmatrix erscheint nicht als der optimale Weg, um einen naturschutzfachlichen Bedarf nach bestimmten zusätzlichen Flächen zu begründen. Auf diese Weise lassen sich Ansprüche in Bezug auf Flächen, deren aktuelle Artenausstattung keine besondere naturschutzfachliche Bedeutung impliziert, nicht herleiten. Die Normierung derartiger Ansprüche erscheint jedoch zur Entwicklung des Biotopverbundes in einer hochgradig fragmentierten Stadtlandschaft unabdingbar.

Im Hinblick auf eine Qualifizierung von Biotopverbundkonzepten kommt der Modellierung von strukturellen und funktionalen Bezügen zwischen potentiellen Kernflächen des Biotopverbundes durch die sie trennende Landschaftsmatrix hindurch daher eine zentrale Bedeutung zu.

Dem System des Biotopverbundes in Nordrhein-Westfalen und damit auch dem System der Regionalen Grünzüge in ihrer Funktion als Biotopverbundkorridore liegen trotz der bisherigen Beschränkung der Operationalisierung auf intrinsische Qualitäten von Flächen zwei sich ergänzende Definitionen von Konnektivität zu Grunde (vgl. LÖBF 1999):

1. Konnektivität als struktureller Verbund zusammenhängender Freiräume
2. Konnektivität als funktionaler Verbund von Populationen bzw. Biotopen

Die Arbeit stellt insoweit eine Weiterentwicklung des bisherigen Wissens- und Forschungsstandes dar, als dass sie erstmalig Ergebnisse von Least-Cost-Analysen in Bezug auf strukturelle und funktionale Landschaftskonnektivität in einem Agglomerationsraum vorlegt und die eingesetzte Methodik durch umfangreiche Sensitivitätsanalysen flankiert.

2.3 Planerische Forschungsfragen

Die erstmals im Gebietsentwicklungsplan des SVR von 1966 (vgl. SVR 1970) regionalplanerisch gesicherten Grünzüge A bis G stellen Kernbestandteile des regionalen Freiraumsystems der Metropole Ruhr dar. Dieses System wurde im Zuge der Regionalplanung bis heute weiterentwickelt, sodass die aktuellen Regionalpläne der Bezirksregierungen ein komplexes Netz von Freiräumen als „Regionale Grünzüge“ sichern

(vgl. Bezirksregierung Arnsberg 2000 & 2004; Bezirksregierung Düsseldorf 1999 sowie Bezirksregierung Münster 2004):

- Die im heutigen System Regionaler Grünzüge deutlich ablesbaren ursprünglichen Regionalen Grünzüge A bis G wurden um Flächen ergänzt, die ihrer Vernetzung dienen und sich nicht immer eindeutig einem der in Nord-Süd-Richtung verlaufenden ursprünglichen Grünzüge zuordnen lassen.
- Mit dem IBA-Leitprojekt „Neues Emschertal“ wurde die Entwicklung eines die Grünzüge A bis G in Ost-West-Richtung kreuzenden neuen Grünzuges begonnen.
- Die Darstellung von Flächen als Regionaler Grünzug wurde auch außerhalb des hier betrachteten Ballungskerns der Metropole Ruhr mit dem Ziel eingesetzt, Suburbanisierung zu unterbinden (vgl. insb. Bezirksregierung Düsseldorf 1999).

Die folgende Abbildung 1 stellt ein generalisiertes Leitbild für den urbanen Freiraum- und Biotopverbund entlang der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr dar.

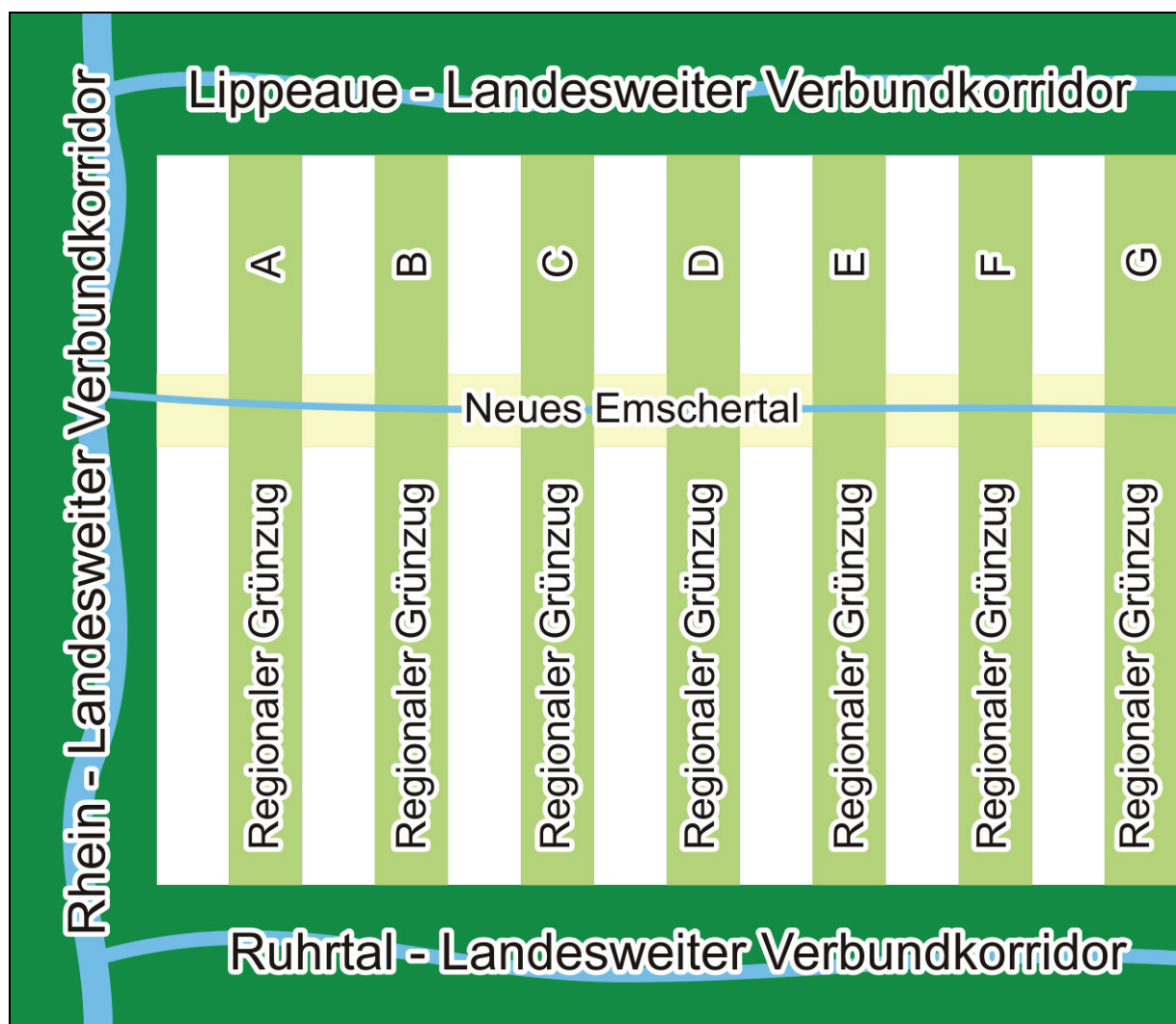


Abb. 1: Leitbild des Freiraum- und Biotopverbundes in der Metropole Ruhr

Der Entwurf des Landschaftsprogramms, die bestehenden Regionalpläne sowie der Regionale Flächennutzungsplan der Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr verfolgen das gemeinsame Ziel, die Sicherung des bestehenden Systems der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr zu verbessern bzw. die als Regionaler Grünzug dargestellte Fläche insgesamt auszudehnen (vgl. MURL 1997; Bezirksregierung Arnsberg 2000 & 2004; Bezirksregierung Düsseldorf 1999; Bezirksregierung Münster 2004 sowie Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009).

Vor diesem Hintergrund werden in Bezug auf die Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge innerhalb eines künftigen Regionalplans Metropole Ruhr die beiden folgenden planerischen Ziele angenommen:

- Im Ballungskern der Metropole Ruhr sollen zusätzliche, für die Qualität des Systems der Regionalen Grünzüge bedeutsame Flächen regionalplanerisch gesichert werden.
- Das System der Regionalen Grünzüge soll über regionalplanerisch gesicherte Freiraumachsen bis zur Lippeaue im Norden und bis ins Ruhrtal im Süden verlängert werden. Hierdurch soll ein Lückenschluss zwischen den Regionalen Grünzügen der Metropole Ruhr und den landesweiten Biotopverbundachsen entlang des Ruhrtals und der Lippeaue entstehen (vgl. Hauröder et al. 1993 sowie Hübschen & Schmidt 1997). Weiterhin soll auf diese Weise der Anschluss des Systems der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr an die Freiräume im Münsterland (Norden), im Bergischen Land (Süden) und in der Hellwegbörde (Osten) gesichert werden. Auf diese Weise soll der kulturlandschaftlich geprägte Freiraum am Ballungsrand der Metropole Ruhr über das System der Regionalen Grünzüge an örtliche Grünverbindungen angeschlossen und bis in die Kernzone hineingeführt werden (vgl. RVR 2008).

In Bezug auf die Nord-Süd-Konnektivität des Systems der Regionalen Grünzüge stellen sich vor diesem Hintergrund die folgenden planerischen Forschungsfragen:

- P1** Lässt sich die Zweckmäßigkeit der Flächenkulisse des Systems der Regionalen Grünzüge als zusammenhängender Freiraumverbund zwischen Ruhrtal und Lippeaue durch eine Least-Cost-Analyse auf Basis der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur bestätigen?

- P1a** Wo sind zusammenhängende Freiraumkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?
- P1b** In welchem Maß entspricht die bestehende regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbar Freiraumkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

- P2** Lässt sich die Zweckmäßigkeit der Flächenkulisse des Systems der Regionalen Grünzüge für einen funktionalen Verbund von Populationen und Biotopen zwischen Ruhrtal und Lippeaue durch eine Least-Cost-Analyse auf Basis der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur bestätigen?

- P2a** Wo sind funktionale Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?
- P2b** In welchem Maß entspricht die regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbar funktionalen Biotopverbundkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

- P3** Welche Planungshinweise lassen sich in Bezug auf die Sicherung Regionaler Grünzüge im Rahmen eines künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr mit Hilfe von Least-Cost-Analysen herleiten?

- P3a** Welche bisher regionalplanerisch nicht gesicherten Flächen sind für die Regionalen Grünzüge als Freiraum- und Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue bedeutsam?
- P3b** Für welche dieser Flächen erscheint eine Sicherung als Regionaler Grünzug grundsätzlich realisierbar?

2.4 Methodische Forschungsfragen

Die im Vorangegangenen dargestellten planerischen Forschungsfragen leiten sich aus dem Zweck der Modellierung ab. Die methodischen Forschungsfragen dienen hingegen der Evaluation des eingesetzten Modells. Im Rahmen einer Evaluation wird geklärt, ob ein Modell vor dem Hintergrund des vorgesehenen Einsatzzwecks nützlich ist (vgl. Rykiel 1996). Ein Aspekt der Evaluation sind Sensitivitätsanalysen, die klären, wie sensitiv ein Modell auf Änderungen seiner Parameter im Bereich bestehender Unsicherheiten reagiert.

Die eingesetzten Cost-Corridor-Analysen sind ein Typ von Least-Cost-Analysen, der in der Addition der Ergebnisse zweier Cost-Distance-Analysen besteht (vgl. Kap. 3.3.3). Bei der Herleitung der in den Cost-Distance-Analysen eingesetzten Kostensets werden Annahmen getroffen, welche die im Ergebnis ermittelten Flächenkulissen beeinflussen.

Kostensets lassen sich jedoch aus dem vorhandenen ökologischen Wissen nicht vollständig befriedigend ableiten, sodass sich in Bezug auf die Analyseergebnisse eine entsprechende Unsicherheit ergibt (vgl. hierzu Kap. 3.3.4.2). Die Möglichkeit der Herleitung gut begründeter Kostensets wird außerdem durch die Qualität der im Untersuchungsraum flächendeckend zur Verfügung stehenden räumlichen Daten beeinflusst. So lässt sich bspw. die Habitatqualität einer Fläche nur mit dem Detaillierungsgrad bewerten, den die zur Verfügung stehenden Daten zulassen.

Viele Studien weisen darauf hin, dass Least-Cost-Analysen grundsätzlich wenig sensitiv auf Änderungen der relativen Abstände von Kostenniveaus reagieren (vgl. bspw. Quinby et al. 1999; Adriaensen et al. 2000; Schadt et al. 2002; Verbeylen et al. 2003; Adriaensen et al. 2007 sowie Beier et al. 2008). Vor dem Hintergrund der Unsicherheit, welche den bei der Herleitung der eingesetzten Kostensets getroffenen Annahmen anhaftet, ist es jedoch grundsätzlich sinnvoll, Least-Cost-Analysen mit entsprechenden Sensitivitätsanalysen zu flankieren (vgl. Beier et al. 2008).

In Bezug auf die Analyse eines strukturellen Freiraumverbundes ist die Frage nach dem Einfluss der kardinalen Spreizung der Kostenskala besonders relevant. Da die einen Freiraumverbund operationalisierende Kostenskala nur unscharf definierte ökologische Wirkzusammenhänge repräsentiert, bestehen wenige Anhaltspunkte dafür, welches Maß an kardinaler Spreizung angemessen ist.

Für die Herleitung von Kostensets im Rahmen einer Analyse des funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen besteht mit dem anhand von Telemetriedaten validierten Kostenset für den Igel (*Erinaceus europaeus*) ein Referenzdatensatz für das Maß kardinaler Spreizung (vgl. Driezen et al. 2007). Dieser Referenzdatensatz kann bei der Herleitung von Kostensets für andere Zielarten bzw. für generalisierte ökologische Anspruchstypen als Orientierung dienen. Hier stellt sich jedoch die Frage, inwiefern die Entscheidung für bestimmte Zielarten bzw. Anspruchstypen die im Rahmen der Analyse ermittelte Flächenkulisse eines Korridors bestimmt.

In Bezug auf die Sensitivität der im Rahmen von Cost-Corridor-Analysen ermittelten Flächenkulissen Regionaler Nord-Süd-Grünzüge durch die Metropole Ruhr stellen sich die folgenden methodischen Forschungsfragen:

- M1** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume durch die unterschiedliche kardinale Spreizung der eingesetzten Kostensets beeinflusst?
- M2** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen durch die Auswahl von Zielarten bzw. Anspruchstypen beeinflusst?

2.5 Inhaltlicher Aufbau

Im Folgenden wird ein Überblick über den inhaltlichen Aufbau und Zusammenhang der weiteren Kapitel der vorliegenden Arbeit gegeben:

In Kapitel 3 werden die fachlichen und methodischen Grundlagen dargestellt. Es ist untergliedert in eine Zusammenfassung der ökologischen und naturschutzfachlichen Grundlagen des Biotopverbundes (vgl. Kap. 3.1) und in eine Übersicht in Bezug auf die planerischen Grundlagen der Biotopverbundplanung (vgl. Kap. 3.2). Schließlich werden die allgemeinen methodischen Grundlagen einer Modellierung von Landschaftskonnektivität auf Basis von Least-Cost-Analysen dargestellt (vgl. Kap. 3.3).

Kapitel 4 stellt die methodische Vorgehensweise zur Beantwortung der eingangs (vgl. Kap. 2.3 & 2.4) formulierten Forschungsfragen dar. Das dem Kapitel 4 unmittelbar vorangegangene Kapitel 3.3 bildet eine wichtige Verständnisgrundlage: Während Kapitel 3.3 die allgemeinen Grundlagen des Modellierungsansatz auf Basis von Least-Cost-Analysen thematisiert, stellt Kapitel 4 dar, auf welche Weise Least-Cost-Analysen im Rahmen der vorliegenden Arbeit eingesetzt werden.

Kapitel 5 beinhaltet die Darstellung der Ergebnisse sowie ihre Diskussion in Bezug auf die Forschungsfragen. Unterkapitel beziehen sich auf die Analyse der verwendeten Datengrundlagen (vgl. Kap. 5.1) sowie die Darstellung der Ergebnisse der Analysen des strukturellen Freiraumverbundes (vgl. Kap. 5.2) und des funktionalen Biotopverbundes (vgl. Kap. 5.3). Aus den Ergebnissen der Analysen werden Planungshinweise abgeleitet (vgl. Kap. 5.4). Am Ende jedes der genannten Unterkapitel wird ein Zwischenfazit gezogen. Das Fazit am Ende des Kapitels (vgl. Kap. 5.5) bietet einen Überblick über die Beantwortung aller behandelten Forschungsfragen.

Kapitel 6 beinhaltet die Evaluation der durchgeführten Modellierung. Im Rahmen der Evaluation wird diskutiert, inwieweit der Zweck des Modells vor dem Hintergrund der bei seinem Einsatz zu erwartenden Rahmenbedingungen erfüllt wird. Weiterhin werden Aspekte der Validität des Modells diskutiert.

In Kapitel 7 werden die im Rahmen der Arbeit verwendeten Quellen aufgelistet. Anhänge befinden sich in Kapitel 8.

3 Grundlagen

„Die wichtigsten Ursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt sind die Zerschneidung und Versiegelung der Landschaft für Verkehr, Wohnen und Wirtschaft, [...].“
(Deutsche Bundesregierung 2008: 152)

3.1 Konzept des Biotopverbundes

Die anthropogene Flächeninanspruchnahme führt durch eine funktionale Fragmentierung der Landschaft zu einer Gefährdung der Biodiversität (vgl. bspw. Opdam et al. 1993; Harrison & Bruna 1999; Fahrig 2003; BMU 2007 sowie Deutsche Bundesregierung 2008). Bezogen auf Populationen werden durch die Fragmentierung der Landschaft grundsätzlich die folgenden Wirkungen ausgelöst (vgl. CBD 2005):

- Der genetische Austausch zwischen Populationen wird vermindert.
- Migrationswege werden eingeschränkt. Migrierende Tiere sind möglicherweise nicht mehr in der Lage, Gebiete zu erreichen, in denen sie normalerweise Teile des Jahres verbringen würden.
- Die Wiederbesiedelung von Habitatflächen, in denen eine Art lokal ausgestorben ist, wird erschwert.
- Es besteht die Gefahr, dass Individuen vom Zugang zu überlebensnotwendigen Ressourcen abgeschnitten werden.
- Das Potential von Populationen und Lebensgemeinschaften, den durch Klimawandel induzierten räumlichen Verschiebungen ihres potentiellen Lebensraumes zu entsprechen, wird reduziert (vgl. Pitelka et al. 1997; Warren et al. 2001; Soulé et al. 2007; SRU 2008 sowie Vos et al. 2008).

Die diesen Effekten funktionaler Zerschneidung zu Grunde liegenden ökologischen Wirkketten werden bei Gilpin & Soulé (1986), Hanski & Gilpin (1997), Baier et al. (2005) sowie Allendorf & Luikart (2007) zusammenfassend dargestellt. Nachweise der Wirkungen auf konkrete Populationen finden sich bei Saunders et al. (1991b), André (1994); Woodroffe & Ginsberg (1998) sowie bei Verbeylen et al. 2009.

Als Folge der Auswirkungen von funktionaler Landschaftsfragmentierung werden zahlreiche Arten auf Restflächen zurückgedrängt oder sterben aus.

Die konzeptionelle Antwort des Naturschutzes auf dieses Phänomen stellt der Biotopverbund bzw. Netze funktional verbundener Schutzgebiete dar (vgl. bspw. IUCN 1994; Jedicke 1994; Wilcove et al. 1998 sowie Council of Europe 2007). Der Biotopverbund bildet heute ein in das deutsche Planungsrecht integriertes Schlüsselkonzept der Naturschutzpolitik (vgl. Albrecht & Leibenath 2008).

Naturschutzfachliches Ziel ist es, der funktionalen Fragmentierung und damit dem Artenrückgang entgegenzuwirken.

Eine Zusammenfassende Darstellung der konzeptionellen Herangehensweisen in Deutschland findet sich bei v. Haaren & Reich (2004). International werden in Bezug auf die Konzeption von ökologischen Netzwerken drei Hauptrichtungen unterschieden, die in der Praxis jedoch miteinander kombiniert werden (vgl. Council of Europe 2007: 18f):

- Der Grünzügeansatz („Greenways approach“)
- Der ökologische Stabilisierungsansatz („Eco-stabilising approach“)
- Der bioökologische Ansatz („Bio-ecological approach“)

Grünzüge sind lineare Freiraumkorridore, die neben ökologischen Funktionen auch dem Ziel der Erholung dienen (vgl. bspw. Erickson 2006; Benedict & McMahon 2006 sowie Hellmund & Smith 2006). Sie werden hauptsächlich in urbanen Räumen wie der Metropole Ruhr

eingesetzt. Sie stellen das freiraumplanerische Pendant bzw. eine freiraumplanerische Ergänzung des primär an den Zielen des Arten- und Biotopschutzes orientierten Biotopverbundes dar.

Der ökologische Stabilisierungsansatz basiert auf der konzeptionellen Unterteilung von Landschaften in anthropozentrische Kernflächen sowie Pufferzonen und Ökotope einerseits, und große naturnahe Ökosysteme und ihre Verbundkorridore andererseits (vgl. Rodoman 1974). Dieser Ansatz findet hauptsächlich in Osteuropa Verwendung und liegt bspw. den ökologischen Netzwerken Estlands, Litauens, Russlands, der Tschechischen Republik sowie der Slowakei zugrunde (vgl. Council of Europe 2007).

Der bioökologische Ansatz, welcher vorwiegend in Westeuropa eingesetzt wird, fokussiert das Ziel der Wiederherstellung von Konnektivität in bereits fragmentierten Landschaften und orientiert sich konzeptionell an Ziel(tier)arten. Die folgende Darstellung des naturschutzfachlichen Modells des Biotopverbundes entspricht dem bioökologischen Ansatz.

3.1.1 Ökologische Grundlagen

In der Planungspraxis wird der Begriff „Biotopverbund“ nahezu beliebig auf unterschiedlichste planerische Konzepte angewendet (vgl. Boitani et al. 2007: 1414f sowie Ringler 1999: 5f). Zur Klärung des Begriffs werden im Folgenden zunächst die ökologischen Grundlagen des naturschutzfachlichen Konzeptes des Biotopverbundes dargestellt.

3.1.1.1 Inseltheorie

Die für die Entstehung des naturschutzfachlichen Konzeptes des Biotopverbundes wichtigste ökologische Grundlage bildete die von MacArthur & Wilson (1963, 1967 und 1971) für Meeresinseln entwickelte Inseltheorie. Sie beschreibt die ökologische Isolationswirkung der die Meeresinseln umgebenden Wasserfläche. In Deutschland wurden die zentralen Aussagen der Inseltheorie in den 1980er Jahren als Erklärungsmodell für die Wirkung der Isolation von Lebensräumen in der Kulturlandschaft übertragen: Die isolierende Wirkung der umgebenden Wasserfläche auf das Ökosystem von Meeresinseln wurde mit der Wirkung der „Verinselung“ von Habitatinseln in der Kulturlandschaft verglichen (vgl. S. 11 Abb. 2; Mader 1980; Burgess & Sharpe 1981 sowie Harris 1984).



Abb. 2: Vergleich der Isolation von Meeres- und Habitatinselfn (Kurt 1983: 37)

„Diese Restflächen und Restvorkommen sind heute häufig umgeben von Lebensstätten mit völlig andersartiger ökologischer (lebensfeindlicher) Beschaffenheit und nehmen damit zunehmend den Charakter von Inseln (Inselbiotope, -vorkommen) im 'Meer der intensiv genutzten und damit besiedlungsfeindlichen Zivilisationslandschaft' ein.“

(Blab 1993: 21)

In Deutschland wurde von Heydemann (1980, 1981, 1983a, 1983b, 1983c) und Blab (1986) auf dieser Grundlage das Konzept von in die generelle Landnutzung integrierten Schutzgebietssystemen entwickelt, welches Jedicke (1993) unter dem Titel „Biotopverbund“ zusammenfassend darstellte. Der Biotopverbund war konzeptioneller Kern der Entwicklung von einem konservierenden - auf Schutzgebiete beschränkten - Naturschutz hin zu der Forderung nach einem integrierten Naturschutz auf der gesamten Landesfläche. L. Finke (1994: 17) sah durch den Biotopverbund den Naturschutz erstmals konzeptionell in die Lage versetzt, im Rahmen einer „Vorwärtsstrategie“ einen Bedarf nach bestimmten zusätzlichen Flächen zu begründen.

Als zentrale Erkenntnisse der biogeographischen Inseltheorie hebt Jedicke (1994: 51f) die folgenden Punkte hervor:

- Das Verhältnis zwischen einwandernden und aussterbenden Arten auf bereits besiedelten Meeresinseln ist stabil bzw. fluktuiert um einen Mittelwert.
- Je größer eine Meeresinsel ist, desto höher ist die auf ihr anzutreffende Artenzahl.
- Je größer eine Meeresinsel ist, desto wahrscheinlicher ist ihre Erstbesiedelung.
- Je näher eine Meeresinsel an einem vergleichbaren Lebensraum liegt, desto wahrscheinlicher ist ihre Erstbesiedelung.
- Wenn sie groß genug sind, um zeitweise eine Population einer jeweiligen Art zu beherbergen, können kleine Meeresinseln als Trittsteine die effektive Distanz zwischen zwei Meeresinseln verkürzen.

Bei der Übertragung von Aussagen der Inseltheorie auf Habitatsinseln der Kulturlandschaft ist zunächst zu bedenken, dass die Umgebung von Meeresinseln für terrestrische Arten extrem lebensfeindlich ist, während weite Teile einer Kulturlandschaft keine unmittelbare Barrierewirkung für die Ausbreitung haben. Die Isolationswirkung einer Meeresfläche ist für in ihrer Ausbreitungsstrategie landgebundene Arten grundsätzlich als ungleich höher anzunehmen als die einer Kulturlandschaft. Besonders für euryöke Arten und Ubiquisten stellt die Kulturlandschaft eine heterogene Struktur von Habitaten unterschiedlicher Qualität dar. Vor diesem Hintergrund ist die Vorstellung von stark isolierten Habitatsinseln in einer grundsätzlich lebensfeindlichen Kulturlandschaft kritisch zu hinterfragen.

Weiterhin unterliegen Meeresinseln nicht im selben Maße wie Habitatsinseln Störungen aus ihrer Umgebung. Hierdurch ergibt sich für Habitatsinseln eine vergleichsweise geringere Zahl spezialisierter stenöker Arten und ein zusätzlicher Lebensraum für euryöke Arten in der gestörten Randzone (vgl. Mader 1980). Die Randzonen-Einflüsse betreffen nach Mader & Mühlenberg (1981) bei verinselten Waldbeständen mit unter 80m Durchmesser unter mikroklimatischen Gesichtspunkten die gesamte Fläche, sodass diese für Waldtiere keinen Lebensraum mehr bietet.

Randzonen-Einflüsse bedingen, dass sich die Arten-Areal-Beziehung der Inseltheorie in der Kulturlandschaft umkehren kann: Die Artenzahl kann in der Kulturlandschaft ansteigen, je kleinräumiger diese fragmentiert ist. Hervorgerufen wird dieser Effekt dadurch, dass es sich bei der Mehrzahl der Arten in der Kulturlandschaft um Ubiquisten bzw. euryöke Arten handelt, die von den zahlreichen Randzonen einer stärker fragmentierten Landschaft profitieren. Die Arten-Areal Beziehung der Inseltheorie lässt sich daher nur auf Habitatspezialisten bzw. stenöke Arten übertragen. Entgegen den Aussagen der Inseltheorie korreliert die Artenvielfalt in der Kulturlandschaft in vielen Fällen daher nicht positiv mit der Größe einzelner Habitattypen, sondern mit deren Anzahl pro Fläche. (vgl. Duelli 1989, 1992 a, 1992b). Da städtische Gebiete eine hohe Habitatvielfalt bieten, kann ihr Artenreichtum trotz massiver „Zerschneidung“ der Stadtlandschaft höher sein als in der umgebenden Landschaft (vgl. bspw. Erz & Klausnitzer 1998). Entscheidend ist, ob eine strukturelle „Zerschneidung“ durch bestimmte Raumnutzungen tatsächlich eine funktionale Fragmentierung zur Folge hat.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Isolation von Lebensräumen kein originär durch die anthropogene Landnutzung entstandenes Phänomen ist. So erklärt Woike (2007: 215) den Umstand, dass in Nordrhein-Westfalen Feldhamster und Wechselkröte nur westlich des Rheins verbreitet sind, mit dessen Barrierewirkung. Im Vergleich zum natürlichen Phänomen der Isolation wirkt die anthropogene Fragmentierung der Landschaft auf einer wesentlich kleineren Maßstabsebene und ist darüber hinaus wesentlich kurzfristiger entstanden. Die Wirkung der anthropogenen Landschaftsfragmentierung entspricht daher nicht der natürlichen Isolation. Bspw. ist in planungsrelevanten Zeiträumen kaum mit dem Entstehen neuer Arten zu rechnen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Übertragbarkeit von Aussagen der Inseltheorie auf Habitatsinseln in der Kulturlandschaft großen Einschränkungen unterliegt: Die Grundprämisse der Insellage in einer homogen als Senke zu charakterisierenden Umgebung sowie die Implikationen für den Artenreichtum der Inseln entsprechen nur im weitesten Sinne der Situation in der Kulturlandschaft.

3.1.1.2 MVP-Konzept, PVA und Metapopulationen

Eine Population ist die Gesamtheit der Individuen einer Art, die einen bestimmten zusammenhängenden Lebensraumabschnitt bewohnen und im Allgemeinen durch mehrere

Generationen genetische Kontinuität zeigen (vgl. Schaefer 1992: 261). Die Zusammenfassung von Individuen in einer Population bzw. in Metapopulationen ist eine ökologische Modellvorstellung, welche die Realität oft nur sehr ungenau beschreibt. Ohne das Vorliegen absoluter Lebensraumgrenzen ist davon auszugehen, dass die Verteilung von Fortpflanzungswahrscheinlichkeiten zwischen Individuen im Raum kontinuierlich ist. Damit lässt sich oft keine klare Grenze zwischen Populationen innerhalb der Kulturlandschaft ziehen.

Die Inseltheorie trifft keine Aussagen über die Wahrscheinlichkeit des Fortbestandes einer Population auf einer Meeres- bzw. Habitatsinsel. Sie klärt damit nicht, ob es sich bei einer Habitatsinsel um eine Fläche handelt, auf der das Überleben einer Population langfristig gesichert ist. Diese Frage ist Gegenstand des Konzeptes der kleinsten überlebensfähigen Population (Minimum Viable Population bzw. MVP-Konzept).

Mit Hilfe des MVP-Konzeptes lässt sich die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population über einen definierten Zeitraum bestimmen (vgl. Hovestadt 1990 sowie Hovestadt et al. 1991). Grundlage der Ermittlung von derartigen Überlebenschancen sind populationsbezogene Gefährdungsanalysen (Population Vulnerability Analysis, PVA) (vgl. Vogel et al. 1996; Mühlenberg 1998 sowie Amler et al. 1999). „Eine PVA verlangt mehrjährige und intensive Forschung“ (Mühlenberg 1998: 13), da die zugrunde liegenden Modelle ein hohes Maß an Erkenntnis über artökologische Wirkketten sowie detaillierte Informationen über die jeweils analysierte Population erfordern.

Die Überlebensfähigkeit von Populationen ist hauptsächlich durch die Faktoren Reproduktion und Mortalität determiniert. Diese hängen primär von der Menge und der Qualität von Habitatflächen in einer Landschaft ab (vgl. Fahrig 1997; With & King 1999; Breininger & Carter 2003 sowie Woodford & Meyer 2003). Bei der Entwicklung von populationsbiologischen Modellen generierte Erkenntnisse deuten darauf hin, dass die Mortalitätsrate bei der Ausbreitung bzw. beim Individuenaustausch zwischen Populationen einen erheblichen Effekt auf die Überlebensfähigkeit von Populationen hat (vgl. Lindenmayer et al. 2000; Fahrig 2001 sowie Cooper et al. 2002).

Bestehenden Unsicherheiten in den einer PVA zugrundeliegenden artökologischen Annahmen kann und soll in der Praxis dadurch begegnet werden, dass die Ergebnisse als Minimalwerte interpretiert werden und sich naturschutzfachliche Zielaussagen „möglichst weit davon im sicheren Bereich“ bewegen (Blab 1992: 419).

Überlegungen zur Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population können sich auch auf Metapopulationen beziehen. Eine Metapopulation besteht aus miteinander in genetischem Austausch stehenden Subpopulationen. Der größte Teil der Fortpflanzung findet jedoch zwischen Individuen derselben Subpopulation statt (vgl. Levins 1969, 1970; Hanski & Gilpin 1991 sowie Schaefer 1992).

Die Habitatfläche einer Metapopulation kann einer räumlichen Dynamik unterliegen: Ausgehend von den langfristig überlebensfähigen Subpopulationen der Kernflächen sowie sonstigen Subpopulationen auf Trittsteinhabitaten können einzelne Habitatflächen bei Erlöschen der dortigen Subpopulation neu besiedelt werden (vgl. Hovestadt et al 1991).

Ist eine Population in unterschiedliche Subpopulationen getrennt, so kann dieses gegenüber einer einzelnen großen Population eine erhöhte Überlebenswahrscheinlichkeit bedeuten: Die teilweise Isolation der Subpopulationen kann gegen bestimmte Gefahren für das Überleben der Metapopulation (bspw. durch einwandernde konkurrenzstarke Arten, Prädation oder Katastrophenereignisse) schützen, da so möglicherweise nur einzelne Subpopulationen betroffen werden und später neu begründet werden können. Vor diesem Hintergrund fand in der Ökologie die SLOSS-Debatte statt (single large or several small), welche sich auf die Flächenkonfiguration von Schutzgebietssystemen bezog (vgl. Higgs & Usher 1980; Margules

et. al. 1982 sowie Simberloff & Abele 1975, 1982). Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass die Frage nach der für eine Art optimalen Schutzgebietskonfiguration oft nur für den Einzelfall zu klären ist.

3.1.1.3 Mosaik-Zyklus-Theorie

Eine weitere wichtige Ergänzung des Erklärungsansatzes der Inseltheorie stellt die Mosaik-Zyklus-Theorie dar. Sie basiert auf Erkenntnissen über Urwälder. Hauptaussage ist, dass selbst Klimaxgesellschaften keine einheitlichen Ökosysteme darstellen, sondern aus einem Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften bestehen, die einem bestimmten Sukzessionszyklus unterworfen sind (vgl. Remmert 1987, 1991). Ein ökologisches Gleichgewicht kann daher nur in der Gesamtheit der „Mosaiksteine“ eines über eine größere Fläche ausgedehnten Ökosystems herrschen – nicht jedoch in einzelnen „Mosaiksteinen“ (vgl. Remmert 1991). Ökologische Stabilität ist damit als Stabilität der Dynamik des jeweiligen Ökosystems zu verstehen – nicht als der Erhalt des status quo einer Phase des Zyklus auf einer bestimmten Fläche (vgl. Bairlein 1991).

Viele Arten sind durch ihre Habitatansprüche an bestimmte Phasen eines Mosaik-Zyklus gebunden. Für diese Arten kann es daher - ohne dass konservierend in den Zyklus eingegriffen wird - langfristig keine räumlich stabilen Habitatflächen geben. Die Arten sind stattdessen auf das Wiederentstehen geeigneter Habitatbedingungen auf erreichbaren Mosaikflächen angewiesen.

Will man das Konzept der Kernflächen hier aufrechterhalten, so müssen die Kernflächen dieser Arten so groß sein, dass das ständige Neuentstehen geeigneter Mosaikflächen innerhalb des als Kernfläche betrachteten Raumes gesichert ist.

Die Mosaik-Zyklus-Theorie wird um die Erkenntnis ergänzt, dass es sich bei Ökosystemen um offene Systeme handelt, welche sich in einem steten Wandel befinden. Sie können verschiedene persistente Zustände und verschiedene mögliche Entwicklungspfade besitzen. Stark das System verändernde Ereignisse wie Brände, Überflutungen und Stürme sind als funktionale Bestandteile dieser Stabilität des Wandels zu verstehen (vgl. McDonnell 1997).

3.1.1.4 Mobilität

„Kaum ein anderes Phänomen der Demökologie weist derart mannigfaltige und unterschiedliche Vorgänge auf und widersetzt sich so sehr einer ordnenden Gliederung wie die Mobilität.“

(Schwerdtfeger 1978: 216)

Schwerdtfeger (1978: 214) definiert Mobilität als die situative Realisierung der als Vagilität bezeichneten Fähigkeit eines Tieres, aktiv oder passiv seinen Standplatz zu ändern. Bezogen auf eine Population stellt Mobilität den durch Standplatzänderung seiner Glieder verursachten Wandel in der Verteilung des Kollektivs dar.

Ob und in welchem Maße eine Landnutzungsänderung die potenzielle Mobilität einer Tierart beeinträchtigt, ist neben den Habitatansprüchen und dem Verhalten der Art auch von deren Fortbewegungsform abhängig:

Hier sind zunächst unterschiedliche aktive Fortbewegungsformen mittels geeigneter Bewegungsorgane von Formen des passiven Transports mit Hilfe eines Transportmittels zu unterscheiden. Während sich Pflanzen primär über Transport verbreiten, kommt die Mobilität von Tieren primär durch Lokomotion zu Stande:

"Fisch schwimmt, Vogel fliegt, Mensch läuft."

Emil Zatopek

Tschechischer Langstreckenläufer und mehrfacher Olympiasieger Art und Maß der Vagilität stellen das Potenzial einer Art zur Raumüberwindung dar. Formen des passiven Transports werden weiterhin nach dem genutzten Transportmittel in hydrochoren Transport (Wasserverfrachtung), anemochoren Transport (Luftverfrachtung), zoochoren Transport (Tierverfrachtung) sowie antropochoren Transport (Verfrachtung durch den Menschen) unterschieden (vgl. Schwerdtfeger 1978: 214).

Ausgehend von der Modellvorstellung einer einen bestimmten Raum besiedelnden Population können folgende Grundtypen der Mobilität von Tieren unterschieden werden (Vgl. Schwerdtfeger 1978; Schaefer 1992; Foppen 2000; Dyck & Baguette 2005 sowie Council of Europe 2007):

- Intrapopuläre Mobilität: Bewegungen der Glieder einer Population innerhalb des von der Population eingenommenen Raumes. Diese Bewegungen umfassen alle alltäglichen Bewegungsmuster von Tieren wie bspw. vom Brut- bzw. Rastplatz zum Nahrungshabitat.
- Migration: Regelmäßige jahreszeitlich oder durch Fortpflanzung bedingte Wanderung bei Tieren, der später wieder eine Rückkehr folgt.
- Emigration bzw. Immigration: Auswanderung von Individuen bzw. Teilen einer Population (Emigration) oder Einwanderung (Immigration) in einen Lebensraum bzw. Hinzukommen zu einer Population. Emigration und Immigration sind die für die Ausbreitung einer Art sowie den genetischen Austausch zwischen Subpopulationen relevanten Mobilitätstypen.

Die im Rahmen dieser Bewegungen zurückgelegten mittleren Distanzen sind je nach Art stark unterschiedlich. Während Amphibienarten im Rahmen ihrer Migration vom Winter zum Sommerhabitat nur mehrere hundert Meter bis wenige Kilometer zurücklegen (vgl. Blab 1993: 30), legt bspw. der Luchs (*Lynx lynx*) pro Nacht bis zu 40 km zurück (vgl. Website LANUV). Korridore für alltägliche Bewegungsmuster, Migrations- und Ausbreitungskorridore sind daher nicht nur in Bezug auf ihre räumlichen Ziele und ihre landschaftsstrukturelle Beschaffenheit, sondern auch in ihrer Dimension durch die jeweils betrachtete Art definiert.

Beeinträchtigungen der intrapopulären Mobilität können bedeuten, dass der Lebensraum einer Population in zwei voneinander isolierte Teile zerschnitten wird. Hierdurch wird die Überlebensfähigkeit der nunmehr voneinander isolierten Teilpopulationen grundsätzlich reduziert. Ziel einer Biotopverbundplanung kann es sein, die isolierten Teilpopulationen wieder zu verbinden.

Als Folge von Beeinträchtigungen der intrapopulären Mobilität können jedoch auch unmittelbare Bedrohungen der Existenz von Populationen auftreten, soweit bspw. Nahrungs- und Ruheräume voneinander getrennt werden. In diesem Fall kann Biotopverbundplanung das Ziel verfolgen, die durch Fragmentierung verlorene Habitateignung eines Raumes wiederherzustellen, sodass eine Wiederbesiedlung stattfinden kann.

Beeinträchtigungen von Migrationsbewegungen können innerhalb eines Migrationszyklus als Gefahr für das Überleben einer Population wirksam werden, wenn diese bspw. von ihrem Überwinterungshabitat abgeschnitten wird. Soweit derartige Beeinträchtigungen nicht durch Änderungen im Migrationsverhalten gemildert werden können, kann die Existenz der betroffenen Populationen unmittelbar gefährdet sein. Biotopverbundplanung kann hier ehemals bestehende Migrationskorridore wieder herstellen, was die Stärkung der Überlebensfähigkeit der betroffenen Populationen bedeuten, aber auch die Wiederbesiedelbarkeit eines Raumes zur Folge haben kann.

Die Verminderung der Überlebensfähigkeit von Populationen durch die Beeinträchtigung der Emigration und Immigration hat einerseits die Verminderung des genetischen Austausches zwischen Populationen zur Folge und schränkt andererseits die Chance auf Wiederbesiedlung von Habitaten ein, deren Lokalpopulation ausgestorben ist. Die durch eine Beeinträchtigung der Emigration und Immigration ausgelösten negativen Wirkungen auf die Überlebensfähigkeit von Populationen stellen damit vergleichsweise langfristig und großflächig wirksame Prozesse dar, die durch Biotopverbundplanung möglicherweise abwendbar sind.

3.1.1.5 Zielarten

Die funktionale Gliederung der Landschaft in Quellgebiete, Verbundkorridore und Senken ist grundsätzlich artspezifisch. Mit wenigen Ausnahmen kann jedes Biotop – d.h. nahezu jede denkbare Fläche – als funktionaler Teil des Biotopverbundes irgendeiner Art betrachtet werden. Eine Biotopverbundplanung setzt daher grundsätzlich die Konkretisierung der mit ihr verfolgten naturschutzfachlichen Ziele bzw. die Festlegung der Zielarten voraus.

Die Beantwortung der Frage nach der Zielart bzw. den Zielarten eines Biotopverbundes führt jedoch in ein naturschutzfachliches Dilemma: Entscheidungen zu Gunsten einer Art wirken sich oft zu Lasten anderer Arten aus (vgl. Rothenbücher 2005 sowie Hertzog et al. 2007).

Während Eisenbahntrassen eine hohe Habitatqualität für bestimmte Heuschreckenarten haben und sich somit als Ausbreitungskorridore eignen (vgl. Heß 2001), können sie für Laufkäfer eine Barriere darstellen, soweit sie mikroklimatisch den Verhältnissen über Straßen ähneln (vgl. Mader 1988). Auch ein Lebensraumverbund für Wiesen bewohnende Pflanzen und Tiere kann gleichzeitig als Hindernis für Arten des Waldes wirken und deren Überlebenschancen verringern.

Die Planungspraxis geht mit diesem Problem auf drei unterschiedliche Arten um:

- Das Problem wird ignoriert. Freiraumverbund wird unabhängig von der Lebensraumstruktur schlichtweg als universeller Biotopverbund interpretiert.
- Es werden gleichartige Lebensräume ohne Festlegung auf bestimmte Arten verbunden. Beim undifferenzierten Verbund gleichartiger Lebensräume wird die Eingangsfrage nicht auf Artebene, sondern auf der Ebene von Lebensraumtypen beantwortet. Hier ist zu begründen, warum Flächen eines Lebensraumtyps miteinander verbunden werden sollen, die eines anderen jedoch nicht. Ein Problem dieses Ansatzes besteht darin, dass viele Tierarten auf ein funktional verbundenes Cluster unterschiedlicher Lebensräume angewiesen sind, sodass ihnen mit dem Verbund nur eines Lebensraumtyps nicht gedient sein kann (vgl. Riecken 2005).
- Maßnahmen des Biotopverbundes werden für einzelne Arten bzw. für Zielarten geplant (vgl. bspw. Bani et al. 2002). Die Fokussierung auf einzelne Arten wirft die Frage nach der Begründung für deren Auswahl auf. Selbst wenn Zielarten auf bioökologischer Grundlage aus regional differenzierten Leitbildern abgeleitet werden (vgl. Kratochwil 1996) stellt sich grundsätzlich die Frage, ob nicht anderen ebenso schutzwürdigen Arten geschadet wird.

In Nordrhein-Westfalen können Maßnahmen des Naturschutzes Auswirkungen auf mehr als 40.000 einheimische Tier- und Pflanzenarten und ihre Lebensgemeinschaften haben (vgl. Kiel 2006: 5). Um eine planerische Handhabbarkeit zu gewährleisten, kann diese Vielfalt anhand von Ähnlichkeiten bestimmter artspezifischer Ansprüche bestimmten Typen zugeordnet werden. Diese ökologischen Typen können wiederum durch Zielarten repräsentiert werden (vgl. Reck 1993).

„Als Zielarten werden Tiere und Pflanzen ausgewählt, die als Repräsentanten für bestimmte Lebensformen und Biotoptypen fungieren und anhand derer die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen kontrolliert werden kann.“

(Meyer-Cords & Boye 1999: 100)

Durch die Ausrichtung von Maßnahmen des Naturschutzes an einer Zielart (engl. „focal species“) werden weitere Arten mit begünstigt, soweit ihre Ansprüche mit denen der Zielart ebenfalls erfüllt werden bzw. sie dem durch die Zielart repräsentierten Anspruchstyp entsprechen (vgl. bspw. Müller & Riedl 1983; Blab et al. 1989; Riecken & Blab 1989; Mühlenberg & Hovestadt 1992, Reck 1993; Reck 2004 sowie Jedicke 2006). Dieses im englischen als „umbrella effect“ bezeichnete Phänomen wird in der deutschsprachigen Literatur als „Mitnahmeeffekt“ bezeichnet (vgl. bspw. New 1997; Mühlenberg 1998 sowie Fleishman et al. 2001). Zielartensets werden so gewählt, dass ihr Mitnahmeeffekt eine möglichst große Gruppe bzw. alle Arten abdeckt, die von der jeweiligen Maßnahme begünstigt werden sollen (vgl. bspw. Reck et al. 1996; Altmooß et al. 2002 sowie Handke & Hellberg 2007).

Die Vorstellung, mit einer Planung oder Maßnahme alle Arten gleichermaßen begünstigen zu können, ist jedoch unrealistisch, denn auch „die Benennung von Zielarten ist ein Entscheidungsprozess, der [...] die Entscheidung für und gegen Arten enthält.“ (Reck 1993: 168)

Eine weitere Funktion von Zielarten besteht in der Erfolgskontrolle von Maßnahmen anhand des Zustandes der Population der Zielart. Es findet sich auch eine vergleichsweise triviale Definition von Zielarten, welche ausschließlich auf diese Funktion abhebt und als Zielarten alle Arten bezeichnet, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzzielen dienen (vgl. Vogel et al. 1996). Zielartenkonzepte, welche dieser Definition folgen, wählen Zielarten primär nach ihrem Schutzstatus aus (vgl. bspw. Kiel 2006).

Zielarten im Sinne von „umbrella species“ grenzen sich definitorisch klar von ähnlichen Begriffen wie Charakterarten, Leitarten, Differentialarten, Schlüsselarten, Indikator- bzw. Zeigerarten sowie „flagship species“ ab, können mit diesen jedoch im konkreten planerischen Einzelfall identisch sein (vgl. Pirkl & Riedel 1991).

Exkurs: Dem Begriff der Zielarten ähnelnde Begriffe im Naturschutz

Charakterarten dienen der pflanzensoziologischen Kennzeichnung derjenigen Assoziation (oder anderen Syntaxa), als deren Teil sie mit hoher Stetigkeit und Exklusivität vorkommen (vgl. Braun-Blanquet & Furrer 1913). Der in der Tierökologie verwendete Begriff der **Leitarten** (auch Leitformen) bildet eine Analogie zu dem pflanzensoziologischen Begriff der Charakterart (vgl. Schwerdtfeger 1978; Tischler 1993).

Differentialarten dienen der Kennzeichnung von Untereinheiten innerhalb einer Assoziation (oder anderen Syntaxa). Ihr Auftreten oder Fehlen lässt auf bestimmte Unterschiede in Bezug auf die Eigenschaften des jeweiligen Wuchsortes bzw. Lebensraumes schließen (vgl. Koch 1926; Schwerdtfeger 1978).

Schlüsselarten sind Tier- und Pflanzenarten, die in ihren Lebensgemeinschaften zentrale Funktionen haben, sodass ihr Aussterben zwangsläufig das Aussterben weiterer Arten nach sich zöge (vgl. Meister & Liebert 2004).

Indikator- bzw. Zeigerarten ermöglichen die Erkennung von bestimmten Umweltfaktoren bzw. Zeigerwerten (vgl. Ellenberg 1979; Schubert 1991).

„**Flagship species**“ sind Arten, deren besondere Eignung als Sympathieträger von Seiten des Naturschutzes strategisch genutzt wird: Sie werden eingesetzt, um mit ihrer Hilfe auch Maßnahmen mit deutlich über die Begünstigung der einzelnen Art hinausgehender Wirkung durchzusetzen (vgl. Bowen-Jones & Entwistle 2002).

Die Auswahl von Zielarten stellt keinen Ersatz für eine Landschaftsanalyse sowie die Ableitung von naturschutzfachlichen Zielen dar, sondern steht als Operationalisierung der naturschutzfachlichen Ziele am Ende dieses Prozesses (vgl. Reck 1993 sowie Kratochwil 1996).

Von Fleishman et al. (2001) wurde eine Methode entwickelt, welche versucht, die Eignung als Zielart bzw. den Mitnahmeeffekt einer Art als numerischen Index auf Basis der Anzahl gleichzeitig auftretender Spezies derselben taxonomischen Gruppe, des Grades der Ubiquität der Art sowie ihrer Sensitivität gegenüber menschlichen Störungen abzubilden. Dieser Index trifft jedoch nur eine Aussage in Bezug auf Mitnahmeeffekte innerhalb der gleichen taxonomischen Gruppe, was nicht in jedem denkbaren Fall sinnvoll sein muss. Weiterhin ist zu diskutieren, ob – wie von Fleishman et al. postuliert - ein mittlerer Grad von Ubiquität tatsächlich immer auf eine hohe Eignung als Zielart hinweist.

In Abhängigkeit von den jeweiligen naturschutzfachlichen Zielen besteht eine sinnvolle Herangehensweise zur Bestimmung von Zielarten in der Wahl der jeweils sensitivsten Spezies aus einer oder mehrerer der folgenden vier Vulnerabilitätsklassen (vgl. Wright & Hubbell 1983 sowie Lambeck 1997):

1. Spezies mit hohen Flächenansprüchen
2. Spezies mit eingeschränktem Ausbreitungspotential
3. Spezies mit Abhängigkeit von bestimmten (Habitat-)Ressourcen
4. Spezies mit Abhängigkeit von bestimmten ökologischen Prozessen

Die Auswahl der sensitivsten Spezies hat zur Folge, dass alle weniger sensitiven Arten mit gleich gerichteter Vulnerabilität repräsentiert werden. Zu beachten ist, dass die Repräsentation sich nur auf die jeweils betrachtete Vulnerabilität erstreckt.

Bei der Auswahl von Zielarten einer Biotopverbundplanung spielt neben dem Mitnahmeeffekt einer Zielart für Arten mit gleich gerichteten Habitatansprüchen insbesondere die Repräsentanz von Arten mit gleich gerichtetem Wanderungsverhalten bzw. Ausbreitungspotential sowie mit gleich gerichteter Sensitivität gegenüber Landschaftsfragmentierung eine entscheidende Rolle. Hierbei stellt das unvollständige Wissen in Bezug auf das Wanderungsverhalten und die Ausbreitungspotentiale vieler Arten eine Herausforderung dar:

„Probably no two species have identical requirements for connectivity. The dilemma is that landscapes contain many more species than can be considered individually; in addition, little is known of the movement requirements and dispersal capacity of most of them.“

(Noss 2007: 267)

Die empirische Bestimmung des Mitnahmeeffektes einer potentiellen Zielart in Bezug auf Wanderungsverhalten und Ausbreitungspotentiale ist daher sehr begrenzt (vgl. Reck 1991: 351). Insbesondere Zielarten, welche Wanderungsverhalten und Ausbreitungspotentiale repräsentieren, sollten daher grundsätzlich nicht empirisch-statistisch, sondern auf Basis von Expertenurteil bestimmt werden (vgl. Simberloff 1997 sowie Noss 2007).

Neben den im Vorangegangenen diskutierten Aspekten werden bei der Auswahl oft auch strategische Gesichtspunkte wie Popularität, Identifikationswert bzw. Anmutungsfaktor bestimmter Arten („flagship species“) berücksichtigt (vgl. Vogel et. al. 1996). Weiterhin ist bei der Auswahl von Zielarten die Maßstabsebene der jeweiligen Planung zu berücksichtigen:

- Auf regionaler und interregionaler Ebene werden oft große Raubsäuger (Topcarnivoren) als Zielarten eingesetzt (vgl. Noss et al. 1996 sowie Carroll et al. 2001). Sie eignen sich hervorragend als „flagship species“, haben großräumige Lebensraumansprüche, reagieren oft sensitiv auf Straßen und menschliche Störung und sind über die Nahrungskette vom Bestehen einer Vielzahl von unterschiedlichen Habitatqualitäten abhängig.
- Die Anwesenheit eines Topräubers garantiert jedoch nicht das Vorhandensein des gesamten Habitatspektrums einer jeweiligen Landschaft. Vor diesem Hintergrund ist es auf lokaler Ebene sinnvoll, regionale Zielarten mit großen Raumansprüchen durch Zielarten mit kleineren Raumansprüchen zu ergänzen, welche die einzelnen Habitattypen und Standortbedingungen einer Landschaft repräsentieren (vgl. Mühlenberg 1998).
- Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass Arten eines Habitat- und Standorttyps bzw. einer Lebensgemeinschaft von der Ausrichtung von Maßnahmen an der anspruchsvollsten Art profitieren. Dieses ist im Einzelfall jedoch kritisch zu hinterfragen: So betont Reck (1993), dass die Ausrichtung von Artenschutzmaßnahmen auf typische Vogelarten der Obstwiesen im Naturraum Filder (Baden-Württemberg) wie Rotkopfwürger und Wiedehopf, nicht unbedingt impliziert, dass auch anspruchsvolle Wirbellose der Krautschicht von den Maßnahmen profitieren. Bei der detaillierten planerischen Betrachtungen kleinerer Untersuchungsgebiete kann es daher sinnvoll sein, auch Elemente wie die Lebensgemeinschaften in der Krautschicht des Habitattyps Obstwiese durch Zielarten abzubilden.

Grundsätzlich gilt: Die Frage, welche Zielart bzw. welcher Set von Zielarten im Einzelfall geeignet ist, hängt von der jeweiligen naturschutzfachlichen Zielsetzung ab, die mit Hilfe eines Zielartenkonzeptes operationalisiert werden soll. Eine nach Artengruppen und Anwendungsbereichen strukturierte Bibliographie zum Einsatz von Leitarten in der Naturschutzfachplanung findet sich bei Carl & Jessel (1998).

3.1.2 Konzeptionelle Elemente

Der Modellvorstellung des Biotopverbundes (vgl. Abb. 3) liegt zunächst eine binäre Funktionsgliederung des Raumes in artspezifische Quellen und Senken zugrunde. Die Quellflächen produzieren einen Überschuss an Individuen, welcher in den Senken verbraucht wird (vgl. Pulliam 1988; Reich & Grimm 1996 sowie Clergeau & Désiré 1999).

Die Quell- bzw. Kernflächen des Biotopverbundes einer Art werden durch ihre verbleibenden großflächigen Lebensräume gebildet. In diesen Kernflächen ist das Überleben der jeweiligen Population dauerhaft gesichert (vgl. Jedicke 1994). Die Kernflächen liegen wie Inseln in der sie umgebenden Landschaftsmatrix, welche grundsätzlich nicht in der Lage ist, das dauerhafte Überleben von Populationen der jeweiligen Art zu sichern. Sie beinhaltet Elemente, die für in ihrer Mobilität an die Matrix gebundene Arten Barrieren darstellen und damit mögliche Ausbreitungspfade entscheidend beeinflussen (vgl. Kareiva 1983; Johnson et al. 1992 sowie Sandström et al. 2006).

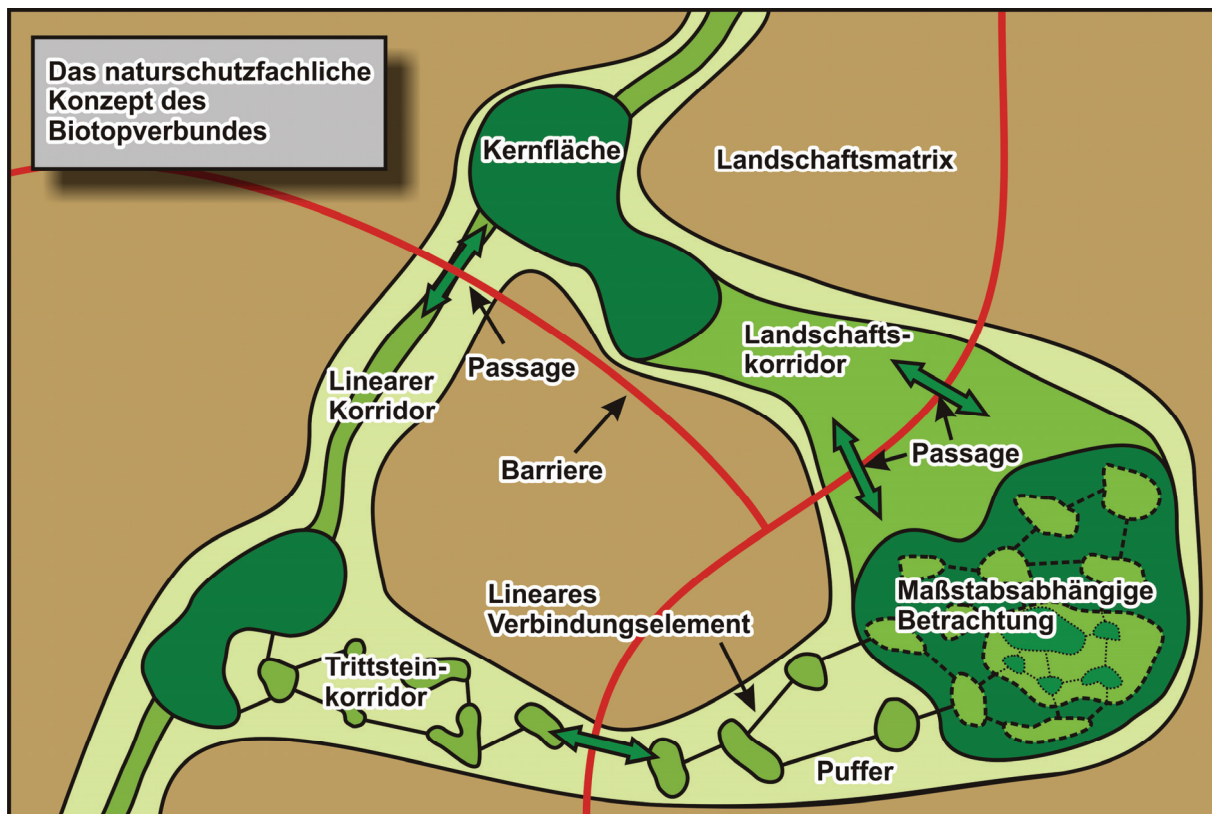


Abb. 3: Das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes

Ziel des Biotopverbundes ist es, den genetischen Austausch zwischen Populationen der Kernflächen entlang von Korridoren durch die Landschaftsmatrix hindurch zu gewährleisten. Korridore zeichnen sich grundsätzlich durch einen niedrigen Raumwiderstand - bezogen auf die Mobilität der jeweiligen Arten - aus und bieten Möglichkeiten, Ausbreitungsbarrieren zu überwinden. Derartige Verbindungen zwischen den Kernflächen werden im Idealfall durch Landschaftskorridore gebildet, die durchgängig gute Ausbreitungsbedingungen und Habitatqualitäten bieten. Wo dieses nicht möglich ist, sollen Korridore aus linearen Elementen mit niedrigem Ausbreitungswiderstand und Trittsteinhabitaten gebildet werden (vgl. Council of Europe 2007).

Trittsteinhabitats erfüllen zwar nicht die Kriterien einer Kernfläche, sind jedoch geeignet, das Überleben einer Population zumindest über einen begrenzten Zeitraum zu sichern (vgl. Jedicke 1994).

Alle funktionalen Elemente des Biotopverbundes sollen gegen negative Einflüsse aus der Landschaftsmatrix mit einem umgebenden Puffer extensiver Nutzung gesichert werden (vgl. Jedicke 1994 sowie Council of Europe 2007). Weiterhin soll durch eine generelle Extensivierung der Landbewirtschaftung die Habitatqualität der Landschaftsmatrix verbessert und dadurch ihre Eigenschaft als Senke gemildert werden.

Gegenüber der Vorstellung eines qualitativen Kontinuums zwischen Quellen und Senken handelt es sich bei der dem Biotopverbund zugrundeliegenden binären Einteilung um ein grobes Modell, welches nicht den Anspruch haben kann, die Realität präzise zu beschreiben. Da die binäre Gliederung des Raumes in Quellen und Senken jedoch artspezifisch ist, ergäbe sich auch in diesem groben Modell für die Gesamtheit der in einer Landschaft vorkommenden Arten eine nahezu unüberschaubare Komplexität.

3.1.2.1 Kernflächen

Kernflächen des Biotopverbundes bilden ein Netzwerk von Flächen, die es aus naturschutzfachlicher Sicht als Vorrangflächen vor einer Inanspruchnahme durch entgegenstehende Nutzungen zu schützen gilt (vgl. Altmöos 1999). Sie beherbergen Populationen, deren Überleben auf der jeweiligen Fläche dauerhaft gesichert ist (vgl. Jedicke 1994: 84ff.). Die Frage nach geeigneten Kernflächen des Biotopverbundes ist grundsätzlich nur artspezifisch zu beantworten. Entscheidend ist - neben anderen Faktoren - besonders die Größe des zur Verfügung stehenden Habitates bzw. der dort beheimateten Population:

- Foster (1980) bezeichnet Schutzgebiete unter 100 ha Größe als „Botanische Gärten“ oder „Zoos“, welche die Anforderungen einer Kernfläche nicht erfüllen können.
- Reichholf (1987) nennt 80 ha als Minimallebensraum der meisten mitteleuropäischen Vogelarten.
- Mühlenberg (1998) geht pauschalisierend davon aus, dass 1.000 ha Habitatfläche reichen, um eine dauerhaft überlebensfähige Population einer Schmetterlingsart zu schützen, während die Berücksichtigung von größeren Herbivoren eine Habitatfläche von ca. 10.000 ha und die Orientierung an Topcarnivoren Flächenanforderungen im Bereich von 100.000 ha bedeuten.
- Noss (2007) betont, dass auch in Fällen, in denen kein einzelnes Schutzgebiet groß genug ist, um eine langfristig überlebensfähige Population zu beherbergen, ein verbundenes Schutzgebietsnetz eine langfristig überlebensfähige Metapopulation beherbergen kann.

Die Benennung von konkreten Mindestgrößen ist von der jeweiligen Zielart abhängig: So identifiziert Schadt (1998) den Harz zwar als gut geeignetes, mit einer Größe von 2.300 km² jedoch relativ kleines und zudem isoliertes Luchshabitat. Eine Habitatfläche dieser Größe lässt nach Breitenmoser et al. (1993) eine Luchspopulation von 20 bis 30 residenten Individuen erwarten. Diese Größenangabe akzeptieren Wotschikowski et al. (2001: 259) zwar als untere Grenze für eine überlebensfähige Population, vertreten jedoch die Meinung, dass die isolierte Lage des Harzes „langfristig zu genetischen Problemen führen“ kann. Haller (1997) vertritt die Auffassung, dass eine langfristig genetisch variabel bleibende Luchspopulation mindestens 100, besser jedoch 500 Tiere umfassen muss.

Grundsätzlich gilt:

- Je großflächiger die Arealansprüche einer Tierart sind, desto größer muss eine Fläche sein, um das dauerhafte Überleben einer Population dieser Art zu sichern.
- Unabhängig von Arealansprüchen bergen kleine Flächen ein erhöhtes Risiko, vollständig von einem die Population vernichtenden Katastrophenereignis betroffen zu werden.

- Arten, deren Habitat nur temporär in einer bestimmten Phase eines Mosaik-Zyklus entsteht, haben keine Kernflächen im engeren Sinne. Soll die Vorstellung von Kernflächen aufrechterhalten werden, so benötigen diese Arten Kernflächen, in denen gewährleistet ist, dass dauerhaft ausreichend große Teilflächen in der entsprechenden Phase des Mosaik-Zyklus vorhanden sind.
- Sollen Kernflächen nicht nur einzelne Arten, sondern Biozönosotypen repräsentieren, so ist es sinnvoll, die in ihren Arealansprüchen anspruchsvollste Art zur Bestimmung der notwendigen Mindestgröße heranzuziehen.

Viele Arten benötigen für ihr Überleben einen Komplex aus unterschiedlichen, funktional miteinander verbundenen Habitaten. Dieses von Blab (1993: 27f) als „Teilsiedler-Problematik“ bezeichnete Phänomen macht deutlich, dass Kernflächen nicht notwendigerweise als eine einzelne „Insel“ in der Kulturlandschaft zu interpretieren sind. Entscheidend ist vielmehr, dass sie einen funktionsfähigen Lebensraum einer dauerhaft überlebensfähigen Population umfassen – auch wenn dieser Lebensraum möglicherweise mehrere strukturell voneinander getrennte Teilbereiche hat.

Grundsätzlich kann angenommen werden, dass die Überlebensfähigkeit einer Metapopulation steigt, je mehr und je überlebensfähigere Subpopulationen diese enthält. Auch kann eine Vielzahl von alleine nicht dauerhaft überlebensfähigen Subpopulationen eine dauerhaft überlebensfähige Metapopulation bilden. Es ist daher naheliegend, die konzeptionelle Vorstellung einer Kernfläche nicht zwingend auf eine Habitatfläche einer einzelnen dauerhaft überlebensfähigen Population zu beziehen. Auch der Gesamtlebensraum einer aus vielen kleineren Subpopulationen bestehenden Metapopulation kann als Kernfläche betrachtet werden, wenn das Überleben der Metapopulation langfristig gesichert ist. Hier wird deutlich, dass Kernflächen als Lebensraum einer Population vor dem Hintergrund der Metapopulationstheorie (vgl. Levins 1969, 1970) nicht in jedem Fall eindeutig abgrenzbar sind. Langfristig überlebensfähige Populationen existieren oft nicht – der Vorstellung von Kernflächen entsprechend – auf einzelnen, klar gegen die Landschaftsmatrix abgrenzbaren Flächen, sondern auf einer Mehrzahl funktional verbundener Teilflächen.

Als Ergebnis ist festzuhalten: Die Frage, was als Kernfläche bezeichnet werden kann, hängt von den konkreten naturschutzfachlichen Zielen, insb. den Zielarten sowie der Maßstabsebene ab. Grundsätzlich erscheint die Zuweisung der Funktion als Kernfläche vor allem für größere, funktional intakte Landschaftsabschnitte sinnvoll. Die Übertragung der Inselmetapher (vgl. S. 11 Abb. 2) auf Kernflächen des Biotopverbundes bspw. in Form von größeren Naturschutzgebieten ist hingegen im Einzelfall kritisch zu hinterfragen:

- Es gibt Arten, die an natürlicherweise instabile Lebensräume gebunden und damit auf ein ständiges Wiederentstehen entsprechender Bedingungen in einem größeren Landschaftsabschnitt angewiesen sind.
- Es gibt wandernde Arten, die auf ein Cluster unterschiedlicher, funktional verbundener, jedoch räumlich getrennter Teillebensräume angewiesen sind. Es erscheint nicht sinnvoll, Teillebensräume als Kernflächen zu bezeichnen, da sie alleine nicht das dauerhafte Überleben einer Population sichern können.
- Eine einzelne lokale Population kann aufgrund von Katastrophenereignissen immer ausfallen – als tatsächlich dauerhaft überlebensfähig können nur einen größeren Landschaftsraum bewohnende Metapopulationen betrachtet werden.

In nationalen und regionalen ökologischen Netzwerken europäischer Länder werden Kernflächen anhand von folgenden Kriterien identifiziert (vgl. Biró et al. 2006):

- Schutzgebiete nationaler und internationaler Kategorien

- Große unzerschnittene Landschaftsräume
- Schwerpunkte des Vorkommens bestimmter Arten
- Wertvolle Kulturlandschaften
- Geomorphologisch charakteristische Flächen

Hier wird deutlich, dass sich überörtliche Biotopverbundplanungen von der artspezifischen Betrachtungsweise lösen und dem planungspraktischen Erfordernis folgen, einen Universal-Biotopverbund für alle Arten zu planen. Dieser Ansatz widerspricht zunächst dem im Vorangegangenen mehrfach betonten Umstand, dass Biotopverbund grundsätzlich einer artspezifischen Betrachtung bedarf. Soweit ein Biotopverbund auf überörtlicher Ebene sich nicht zum Ziel setzt, einzelne Populationen miteinander zu verbinden, sondern universelle Verbindungskorridore zwischen großräumig abgegrenzten, relativ unzerschnittenen Teilen der Landschaft zu schaffen, erscheint jedoch eine auf einzelne Arten bezogene Definition von Kernflächen verzichtbar.

Vor diesem Hintergrund betonen zahlreiche Autoren (vgl. bspw. Raddatz & Lämmle 2006; Poguntke 2001; Job 2000; Klenke et al. 2000 sowie Grau 1998) die Bedeutung großer unzerschnittener verkehrsarmer Räume sowohl für Artenschutz und Biotopverbund als auch für Freiraumschutz und Erholung.

3.1.2.2 Landschaftsmatrix

Insbesondere aufgrund von Habitatpräferenzen bewegen sich Tiere nicht zufällig durch die Landschaft zwischen den Kernflächen (vgl. Dunning et al. 1995 sowie Hastings 1996). Tiere reagieren damit in ihrem Wanderungsverhalten auf die Zusammensetzung der Landschaftsmatrix, was deren Betrachtung im Rahmen des Biotopverbundes notwendig macht.

Die Distanzen, welche Arten auf ihren Wanderungen zwischen Habitatflächen überwinden können, schwanken zwischen wenigen hundert Metern (bspw. bei Sumpfschrecke und Lilagold-Feuerfalter) über einige Kilometer (bspw. Moorfrosch, Wiesenkopf-Ameisenbläuling) bis zu hunderten von Kilometern (Zugvögel) (vgl. Woike 2007).

Neben der metrischen Distanz, welche eine Art bis zu ihrem nächsten Lebensraum durch die Landschaftsmatrix zurücklegen muss, ist der Ausbreitungs- bzw. Wanderungserfolg vieler Arten auch vom Raumwiderstand der zu durchquerenden Landschaftsmatrix abhängig.

Der Raumwiderstand, den eine bestimmte Fläche in der Landschaftsmatrix einer Art entgegenbringt, ist abhängig von einem Zusammenspiel zwischen der Landschaftsmatrix einerseits sowie dem Verhalten, der Fortbewegungsform und den Habitatansprüchen der Art andererseits.

Die Beschaffenheit der Landschaftsmatrix wirkt sich jedoch grundsätzlich nur in dem Maß auf eine Art aus, wie sie ihr Verhalten sowie ihre Fortbewegungsform von der Landschaftsmatrix abhängig machen. Eine in diesen Punkten von der Matrix weitgehend unabhängige Art kann eine Habitatfläche auch unabhängig von der Beschaffenheit der zu überquerenden Landschaftsmatrix erreichen. Für diese Arten entfalten klassische Barrieren wie stark befahrene Straßen wenn überhaupt, dann nur eine vergleichsweise marginale Wirkung (vgl. S. 24 Abb. 4).

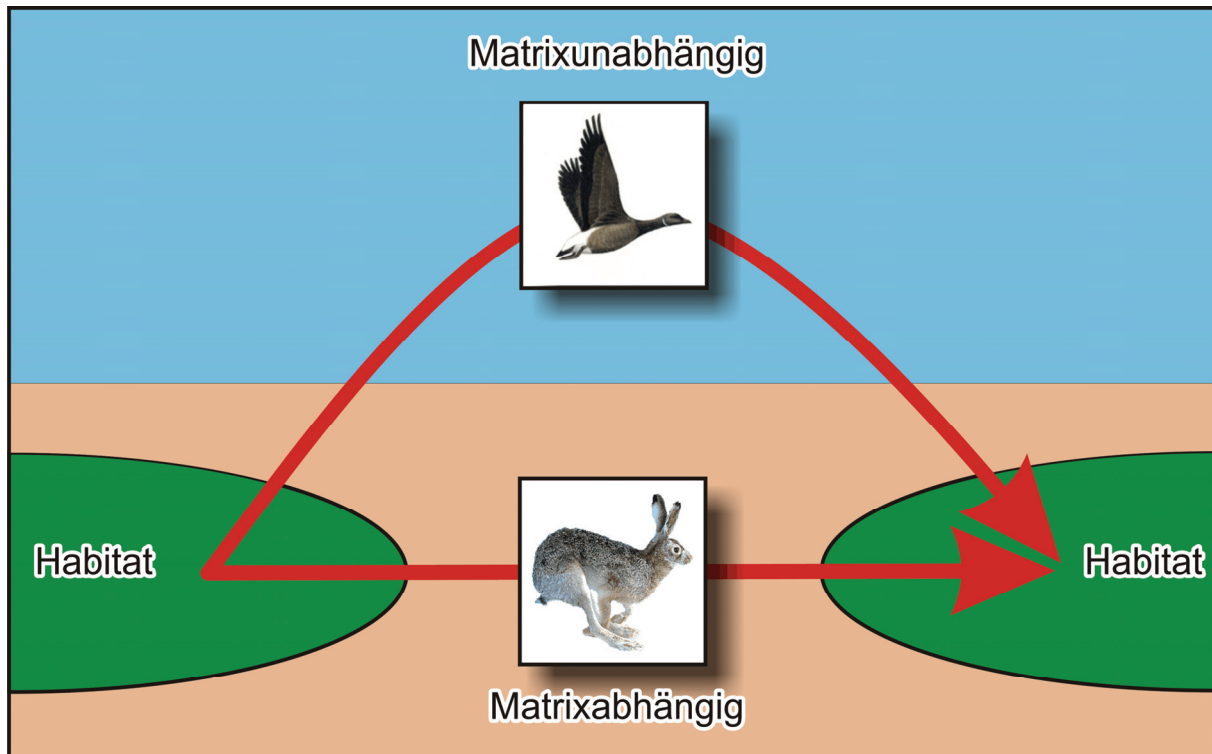


Abb. 4: Matrixabhängige und Matrixunabhängige Bewegungsformen

Beispiele für matrixabhängige Bewegungsformen sind alle land- oder wassergebundenen Tiere, hydrochore Pflanzen sowie zoochore Pflanzen und Tiere, die über eine matrixabhängige Tierart transportiert werden.

Beispiele für weitgehend matrixunabhängige Bewegungsformen sind viele flugfähige Tierarten, anemochore Pflanzen sowie zoochore Pflanzen und Tiere, die über eine matrixunabhängige Tierart transportiert werden.

Die Frage, in welchem Maß eine Art in ihrem Wanderungsverhalten von der Beschaffenheit der Matrix abhängig oder unabhängig ist, lässt sich nur im Einzelfall beantworten.

So sind bspw. nicht alle flugfähigen Tierarten in gleicher Weise matrixunabhängig: Während Schmetterlinge noch von der Barrierewirkung stark befahrener Straßen betroffen sein können, ist dieses bei Vögeln kaum der Fall. Jedoch werden auch Vögel in ihrem Wanderungsverhalten vom Vorhandensein von Strukturelementen in der Landschaft beeinflusst.

Grundsätzlich ist festzustellen: Der Biotopverbund von weitgehend matrixunabhängigen Arten benötigt keinen gleichzeitigen Freiraumverbund bzw. keine Korridore geringen Ausbreitungswiderstandes. Entscheidend ist alleine die metrische Distanz zwischen geeigneten Habitaten sowie ggf. Windstärke und Windrichtung:

„For wind-dispersers it is hard to imagine any functional use of designed and managed corridors.“

(Bouwma et al. 2004: 104)

Der Raumwiderstand von Flächentypen in der Landschaftsmatrix und ihre Funktion als Senke sind grundsätzlich getrennt zu betrachten: Ist es einer Art nicht oder nur schwer möglich, sich über eine bestimmte Fläche hinweg zu bewegen, so stellt diese Fläche für sie ein Hindernis dar. Teile der Landschaftsmatrix, welche eine Art zwar durchwandern könnte, dieses jedoch aufgrund ihres Verhaltens nicht tut, behindern bzw. lenken die Mobilität der Art, ohne dass es

zu einem Verlust an Individuen kommt. Gleiches gilt für Strukturen, welche eine Art aufgrund ihrer Fortbewegungsform nicht überwinden kann. Die Teile der Landschaftsmatrix, die von einer Art aufgrund ihres Verhaltens nicht gemieden werden und ein erhöhtes Mortalitätsrisiko für Individuen bedeuten, wirken gleichzeitig als Senke.

Kann ein Hindernis nicht umgangen werden, so handelt es sich um eine Barriere. Barrieren können nach dem Maß ihrer Barrierewirkung einerseits, sowie ihrer Wirkung als Senke andererseits unterschieden werden: Eine mehrere Meter hohe Spundwand stellt für Amphibien eine durch Lokomotion unüberwindbare Barriere dar. Sie wirkt jedoch nicht unbedingt als Senke. Eine befahrene Straße stellt ebenfalls eine Barriere für Amphibien dar, ist jedoch – unter Individuenverlusten – grundsätzlich überwindbar.

Neben andern Typen von Bandinfrastruktur wie dem Schienennetz und den Kanälen stellt das Straßennetz für viele matrixgebundene Arten die dominierende Barriere in der Kulturlandschaft dar. Für diejenigen Arten, welche aufgrund ihres Verhaltens Straßen nicht meiden, wirken diese in Abhängigkeit von Fahrzeugaufkommen und Fahrzeuggeschwindigkeit als Senken.

Studien, welche die Hypothese der ökologischen Barriere von Raumnutzungen wie Straßen auf der Ebene von Individuen testen, basieren auf der Fang-Wiederfang Methode (vgl. Joyce et al. 1999 für Laufkäfer; Mader 1984 für Laufkäfer und Wälder bewohnende Mäuse; Mader et al. 1990 für Laufkäfer und Spinnen; Richardson et al. 1997 für kleine Säugetiere). Die Bewegungspfade größer Tiere können mit Hilfe von Radiotelemetrie verfolgt werden (vgl. Rondinini & Doncaster 2002 für Igel; Fahrig et al. 1995 für Amphibien; Swihart & Slade 1984; Merriam et al. 1989 sowie Richardson et al. 1997 für Wühlmäuse).

Die Querung von Straßen erhöht die Sterbewahrscheinlichkeit wandernder Tiere (vgl. Fahrig et al. 1995 sowie Ashley & Robinson 1996 für Amphibien; Van der Zande et al. 1980 für Vögel; Reeve & Huijser 1999 für Igel). Laut Forman & Alexander (1998) wird die Wahrscheinlichkeit, dass sich kleine Säugetiere zwischen Habitatsinseln bewegen, durch eine zu überquerende 6 bis 15 Meter breite Straße um 90% reduziert. Forman & Alexander (1998) bieten eine Übersicht der in der Literatur zu findenden Hypothesen in Bezug auf die Gründe, welche zur Meidung von Straßen durch Wildtiere führen.

Straßen begleitende Grünstrukturen können für die Arten, deren Habitatansprüche sie grundsätzlich entsprechen, die Funktion der Straße als Senke verstärken: Individuen wandern zunächst in die die Straße begleitende Grünstruktur ein, um dann auf der Straße zu sterben.

3.1.2.3 Korridore

„Corridors are defined in a broad sense as links between habitat resources of a species consisting of a landscape structure that is different from the matrix surrounding it thus favouring the propagation of the species (individuals, seeds, genes).“

(Council of Europe 2007: 22)

Konzeptionell stellen Korridore Wege zwischen den Kernflächen durch die (ansonsten lebensfeindliche) Landschaftsmatrix dar. Der räumliche Kontakt zwischen Habitatflächen entlang von Korridoren durch die Landschaftsmatrix hindurch kann auch über nicht den Habitatanforderungen entsprechende Biotoptypen erfolgen. Ebenso, wie z.B. ein Fließgewässer eine ökologische Verbindung zwischen mehreren Seen herstellen kann, ohne den Arten des Stillgewässers dauerhaften Lebensraum bieten zu können, soll auch ein Korridor für terrestrische Arten vor allem den funktionalen Kontakt zwischen den Kernflächen herstellen. Wichtigstes Merkmal der Verbundkorridore ist daher, dass sie für die Organismen gut überwindbar sein müssen (vgl. Jedicke 1994 sowie Bouwma et al. 2004).

Verbundkorridore müssen Habitate der gleichen Arten bzw. ähnliche Lebensraumtypen miteinander verbinden (vgl. Volg 2004). Offensichtlich ist, dass „die Verbindung eines

Buchenhochwaldes über einen Grünlandkorridor mit einem Hochmoor wenig zum Austausch der jeweiligen biotoptypischen Arten“ beiträgt (Woike 2007: 216).

Die Frage, was als Korridor zu bezeichnen ist und welche Zielflächen durch Korridore miteinander zu verbinden sind, ist – wie auch alle anderen konzeptionellen Teile des Biotopverbundes – von den jeweils verfolgten naturschutzfachlichen Zielen sowie der betrachteten Maßstabebene abhängig. Im Rahmen eines lokalen Biotopverbundes kann es Ziel sein, alle potentiellen Habitatflächen einer Metapopulation miteinander zu verbinden. Auch die Verbesserung des Verbundes jahreszeitlicher Teillebensräume von Amphibienarten kann Ziel einer örtlichen Biotopverbundplanung sein (vgl. Blab 1993: 31). Ein überörtliches Biotopverbundkonzept kann hingegen das Ziel verfolgen, größere funktional noch wenig gestörte Landschaftsausschnitte miteinander zu verbinden.

Vor diesem Hintergrund sieht das von Jedicke (1994) dargestellte Konzept des Biotopverbundes Trittsteinhabitats nicht wie bspw. das Konzept des Pan European Ecological Network (PEEN) (vgl. Council of Europe 2007) als integralen Bestandteil eines Korridors an, sondern als Elemente, welche (neben den Kernflächen) durch Korridore zu verbinden sind. Abbildung 5 gibt einen Überblick über Typen ökologischer Vernetzung in der Natur und damit über mögliche Zieldimensionen von Verbundkorridoren.

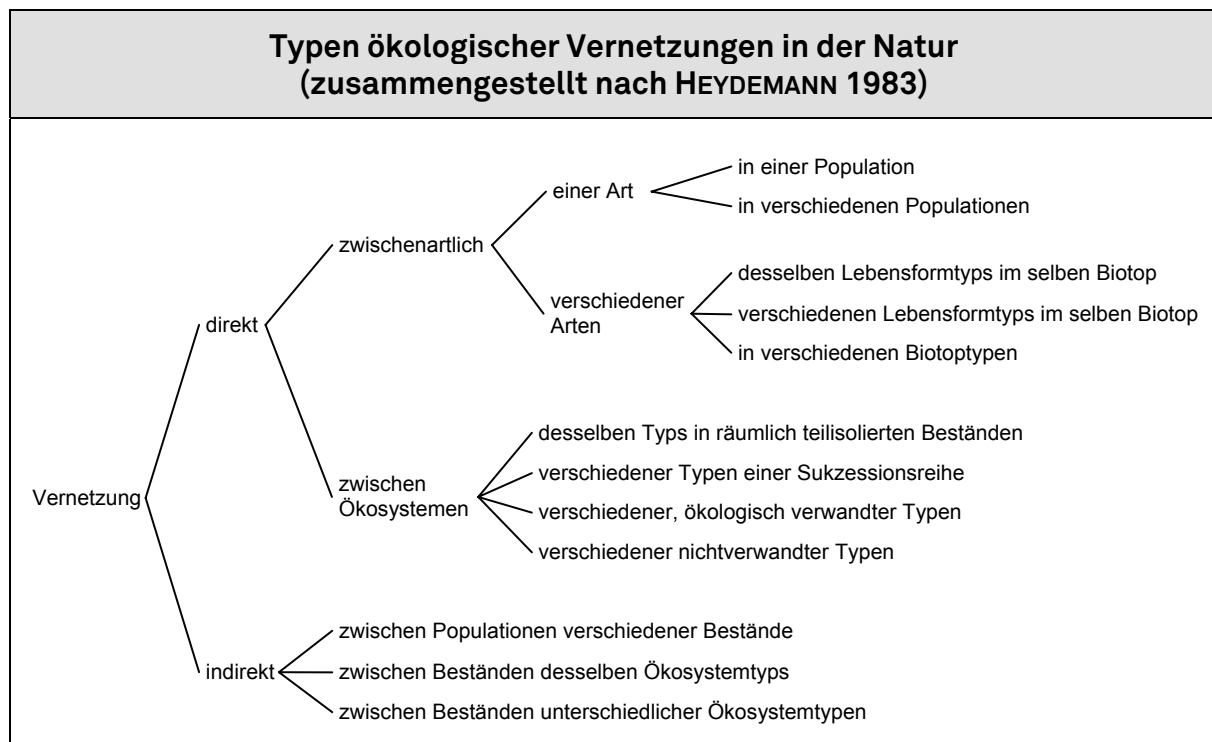


Abb. 5: Unterscheidung von Vernetzungsmöglichkeiten in einem Biotopverbund (Jedicke 1994: 27)

Handelt es sich um großräumige Verbundkonzepte, z.B. im regionalen Maßstab, wird die Planung von Korridoren meist auf die Identifikation der notwendigen bzw. geeigneten Flächen begrenzt. Diese Korridore zeichnen sich durch eine bereits vorhandene funktionale Bedeutung für den Biotopverbund aus und weisen eine erhöhte Anzahl von Habitatflächen auf. Derartige Korridordarstellungen können insbesondere in der Regionalplanung für bereichsscharfe Aussagen genutzt werden und so helfen, Konfliktflächen und Zerschneidungswirkungen bestehender Strukturen zu ermitteln. Sie sind geeignet, die Veränderung innerhalb des Biotopverbundes durch neue Barrieren oder Querungshilfen zu bestimmen (vgl. Schwarz-v. Raumer et al. 2006).

In der Fachliteratur herrscht Einigkeit darüber, dass durch die Einrichtung von Verbundkorridoren den negativen Wirkungen der funktionalen Zerschneidung von Landschaft

auf die Überlebensfähigkeit von Populationen begegnet werden kann (vgl. Noss 1987, Hudson 1991; Kaule 1991; Saunders et al. 1991a; Blab 1993; Jedicke 1994; Noss et al. 1996; Noss & Soulé 1998; Bennett 1999; Soulé & Terborgh 1999, Tewksbury et al. 2002; Haddad et al. 2003; Levey et al. 2005; Rantalainen et al. 2005; Damschen et al. 2006; Crooks & Sanjayan 2007; BMU 2007 sowie Deutsche Bundesregierung 2008).

Neben den beabsichtigten positiven Effekten einer verbesserten Verbundfunktion sind jedoch auch negative Wirkungen auf die Überlebensfähigkeit der verbundenen Populationen vorstellbar (vgl. bspw. Soulé & Simberloff 1986; Simberloff & Cox 1987; Hobbs 1992; McEuen 1993 sowie Rosenberg et al. 1997). Die folgende Tabelle 1 bietet eine Synopse potentieller positiver und negativer Wirkungen von Korridoren auf die verbundenen Populationen.

Zur notwendigen Breite von Verbundkorridoren sind auf der Basis des bestehenden ökologischen Wissens kaum Aussagen möglich. So bezeichnen bspw. Reck et al. (2005: 19) Breiten von überregionalen Lebensraumkorridoren eines bundesweiten Biotopverbundkonzeptes zwischen 400 bis 4.000 Meter als „zielführend“, bleiben jedoch eine Begründung hierfür schuldig. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass ein breiterer Korridor bei sonst gleichen Rahmenbedingungen eine stärkere Verbundfunktion hat als ein schmaler Korridor. Wie breit ein Korridor sein muss, hängt von der Habitatstruktur und Habitatqualität innerhalb des Korridors, der Landnutzung innerhalb des Korridors, der umgebenden Landschaftsmatrix, der Korridorlänge sowie den Ansprüchen der jeweiligen Zielarten ab. Breitere Korridore bieten grundsätzlich die folgenden drei Vorteile (Noss 2006: 93f):

- Reduzierung von Randeffekten
- Möglichkeit einer größeren Habitatvielfalt, welche einer größeren Vielfalt von Anspruchstypen entspricht
- Möglichkeit, auch Spezies mit höheren Flächenansprüchen zu dienen

Anzustreben ist, dass ein Korridor selbst Lebensraum einer dauerhaft überlebensfähigen Metapopulation einer Spezies ist. Ein genetischer Austausch entlang des Korridors kann dann sequentiell über die den Korridor besiedelnden Subpopulationen erfolgen. Andernfalls könnte genetischer Austausch nur dadurch zustande kommen, dass der Korridor von einzelnen Individuen durchwandert wird, was die maximale Korridorlänge für viele Arten stark einschränken würde. Vor diesem Hintergrund fordern Harris & Scheck (1991) Korridore mit einer Breite von mehreren Kilometern, was jedoch in urbanem Umfeld als äußerst unrealistisch erscheint.

Straßen gelten als das Landschaftselement, welches der funktionalen Konnektivität von Korridoren am häufigsten und am stärksten entgegensteht (vgl. bspw. Jedicke 1994; Noss 2006). Die negative Wirkung von Straßen kommt durch folgende Faktoren zustande (vgl. Trombulak & Fissell 2000 sowie Foreman et al. 2003):

- Konstruktionsbedingte Mortalität
- Mortalität durch Kollision mit Fahrzeugen
- Wirkung auf das Verhalten von Tieren
- Veränderung physischer Umweltbedingungen
- Veränderung der chemischen Umweltbedingungen
- Verbreitung von Neophyten und Neozoen
- Begünstigung der anthropogenen Nutzung erschlossener Flächen

Potentielle Vor- und Nachteile von Biotopverbundkorridoren	
Potentielle Vorteile	Potentielle Nachteile
<p>1. Erhöhung der Immigrationsrate eines Gebietes und damit möglicherweise:</p> <p>a) Erhaltung oder Verbesserung gebietsbezogener Biodiversität</p> <p>b) Erhöhung von Populationsgrößen und langfristigen Überlebenschancen von Populationen</p> <p>c) Verbesserung der Chance einer Wiederbesiedlung nach lokalem Aussterben von Subpopulationen und damit Verbesserung der Überlebensfähigkeit von Metapopulationen</p> <p>d) Erhalt oder Verbesserung der genetischen Vielfalt von Populationen</p> <p>2. Ermöglichung von Mobilität im Rahmen von Nahrungssuche, Fortpflanzung, Migration und anderem Verhalten</p> <p>3. Begünstigung der Dispersion vom Geburtsort zum Lebensraum der adulten Tiere</p> <p>4. Ermöglichung der räumlichen Verlagerung von Lebensräumen als Anpassung an den Klimawandel</p> <p>5. Schutz vor Prädation während der Wanderung zwischen Habitatsinseln</p> <p>6. Lebensraumfunktion für wandernde oder den Korridor bewohnende Tiere</p> <p>7. Funktion als alternativer Lebensraum im Falle von die eigentliche Habitatfläche betreffenden Katastropheneignissen.</p> <p>8. Aufrechterhaltung ökologischer Prozesse und Funktionen wie Sukzession, Samendispersion, Austausch von Wasser, Nährstoffen und Energie</p> <p>9. Grünzüge zur Begrenzung von Suburbanisierung, zur Milderung von für den Menschen schädlichen Umwelteinflüssen sowie zur Verbesserung von Erholungsmöglichkeiten, Landschaftsbild und Bodenwerten</p>	<p>1. Erhöhung der Immigrationsrate eines Gebietes und damit möglicherweise:</p> <p>a) Begünstigung der Verbreitung von Krankheiten</p> <p>b) Begünstigung der Verbreitung einwandernder Raubtiere und Konkurrenten</p> <p>c) Begünstigung der Verbreitung von "Unkräutern" und "Schädlingen"</p> <p>d) Verminderung der genetischen Vielfalt zwischen Populationen</p> <p>e) Störung lokaler genetischer Anpassungsprozesse</p> <p>2. Begünstigung der Verbreitung von Bränden und anderen abiotischen Katastropheneignissen</p> <p>3. Schaffung einer Senke, indem die in den Korridor einwandernden Tiere vermehrt Menschen, einheimischen und exotischen Raubtieren, Konkurrenten, Umweltverschmutzung und anderen abträglichen "Randeffekten" ausgesetzt sind.</p> <p>4. Ausschluss von Arten, bspw. wenn Korridore entlang von Flussläuern nur eingeschränkt Funktion für Arten anderer Höhenzonen übernehmen können.</p> <p>5. Hohe ökonomische Kosten für Erwerb, Planung, Entwicklung, Pflege, und Schutz von Korridoren</p> <p>6. Bindung von Mitteln des Naturschutzes, welche andernfalls für konventionelle Naturschutzstrategien wie bspw. die Vergrößerung von Kernflächen oder den Schutz der Lebensstätten bedrohter Tierarten zur Verfügung stünden.</p> <p>7. Hohe politische Kosten, wenn in bestehende Landnutzungsstrukturen eingegriffen werden muss</p>

Tab. 1: Potentielle Vor- und Nachteile von Biotopverbundkorridoren (Überarbeitet und aus dem Englischen übersetzt nach Crooks & Sanjayan 2007: 10)

Im Rahmen einer von Beier & Noss (1998) durchgeführten Metastudie in Bezug auf empirische Belege für das Bestehen von Vor- und Nachteilen von Lebensraumkorridoren wurden keine Belege für das tatsächliche Existieren negativer Auswirkungen gefunden. Trotzdem ist festzuhalten, dass Verbund möglicherweise nicht nur und nicht immer positiv zu bewerten ist und Isolation möglicherweise nicht nur und nicht immer negativ. Wie für das gesamte Themenfeld des Biotopverbundes gilt: Entscheidend sind die Bedingungen des jeweiligen Einzelfalls.

3.1.2.4 Urbane Grünzüge

„In designing greenways, planners should seek to provide a safe corridor for the native species actually or potentially present, especially those that are most sensitive to human activities.“

(Noss 2006: 93)

Urbane Räume stellen als die primären Lebens-, Arbeits- und Erholungsräume des Menschen die Antithese einer Naturlandschaft dar. Trotz dieses grundsätzlichen Gegensatzes hat „Natur“ ihren festen Platz im urbanen Raum. Städtische Lebensqualität erfordert Freiraum- und Umweltqualität.

Die Funktionen, welche urbanen Grünzügen in Bezug auf die Erzeugung dieser Qualitäten beigemessen werden, betonen eine anthropozentrische bzw. utilitaristische Sichtweise, unterscheiden sich jedoch nicht grundsätzlich von den Landschaftsfunktionen, auf die sich die Landschaftsplanung üblicherweise konzentriert (vgl. Gälzer 2001; Riedel & Lange 2002; von Haaren 2004; Benedict & McMahon 2006; Erickson 2006 sowie Hellmund & Smith 2006).

„Fördere räumliche Netze, die eine Vielfalt sozialer Netze ermöglichen.“

(Maurer 1995: 51)

Aus den Nutzungsansprüchen des Menschen an den Stadtraum ergeben sich für den urbanen Biotopverbund andere Möglichkeiten, Schwerpunkte und Aufgaben, als für einen Biotopverbund außerhalb von Städten. Arten- und Biotopschutz ist im urbanen Raum Bestandteil einer übergreifenden, primär auf die Optimierung der Lebensqualität des Menschen gerichteten Strategie. Ein Ziel dieser Strategie ist es, die Vielfalt des Artenbestandes zu nutzen, um die Lebensbedingungen des Menschen in der Stadt zu verbessern (vgl. Schulte et al. 1993 sowie Gobster & Westphal 2004).

„Seltenheit und Exklusivität von Stadtfauna, -flora und Stadtbiotopen sollten bei der Bewertung für Arten- und Biotopschutz in der Stadt hinter dem möglichen Gewinn von Naturerfahrung, Naturerlebnissen, der Erholung und des Landschaftsbildes zurücktreten“

(Breuste 1994: 120)

Der naturschutzfachliche Bezugsrahmen für einen urbanen Biotopverbund unterscheidet sich durch die Betonung anthropozentrischer Aspekte innerhalb des naturschutzfachlichen Zielkanons von demjenigen eines Biotopverbundes innerhalb der freien Landschaft. Das Ziel, Arten einen Wechsel zwischen Habitatflächen zu ermöglichen, wird im urbanen Raum verstärkt durch die folgenden primär anthropozentrisch begründeten Aufgaben überlagert (vgl. Volg 2005):

- Die Erhöhung der Erlebnis- und der Erholungsqualität,
- die Schaffung von natürlichen Spiel- und Naturerlebnisflächen,
- die Betonung der symbolischen Bedeutung des Freiraumes für das Stadtbild,
- der Erhalt und die Betonung historischer Landschaftselemente und der Stärkung der Erlebbarkeit historischer Landschaftsgliederungen,

- der Erhalt und die Schaffung eines vielfältigen Nutzungsmosaiks und
- die Verbesserung des Stadt(bio)klimas.

Die Effekte der Bebauung auf die naturräumlichen Gegebenheiten eines Gebietes sind in der Literatur vielfach beschrieben worden (vgl. bspw. Sukopp & Wittig 1998; Körner 2005 sowie Groot 2006). Einige Besonderheiten der urbanen Umwelt haben besondere Implikationen für einen urbanen Biotopverbund.

Städte und Siedlungen sind keineswegs lebensfeindlich und artenarm. Das Gegenteil ist oft der Fall: In Städten finden sich Artenzahlen, wie sie in der freien Landschaft oft nicht erreicht werden (Vgl. Klausnitzer 1993; Sukopp & Wittig 1998; Niemelä 1999 sowie Angold et al. 2006). Damit scheinen Städte zunächst das Credo der Biotopverbundplanung – Fragmentierung bedeutet Artenarmut – zu falsifizieren, da sie zu den strukturell am stärksten fragmentierten und gleichzeitig artenreichsten Lebensräumen gehören. Neben typischen Kulturfolgern haben auch gefährdete Arten (z.B. Fledermäuse) hier eine zweite Heimat gefunden.

Viele der Arten, welche den Artenreichtum der Städte herbeiführen, benötigen offensichtlich keine strukturelle Konnektivität der (Stadt-)Landschaft bzw. die als Fragmentierung interpretierte Dominanz naturferner Flächennutzungen hat für diese Arten keine funktionale Fragmentierung zur Folge.

Stattdessen ist davon auszugehen, dass die hochgradige strukturelle Heterogenität die Grundlage für den Artenreichtum des städtischen Lebensraumes darstellt (vgl. Erz & Klausnitzer 1998; Wittig 1998). Nach Sukopp (1991) ist allerdings nicht nur die starke Heterogenität des Lebensraumes für die hohe Artenzahl im urbanen Raum verantwortlich, sondern auch die Verschleppung von Arten durch Handel und Verkehr.

Die starke strukturelle Isolation der Lebensräume führt jedoch zu einer Verschiebung in der Artenzusammensetzung. Von Klausnitzer (1993) werden verschiedene Beispiele für Isolationerscheinungen städtischer Habitatsinseln mit gestörten Dominanzstrukturen, Disharmonien der Fauna, Differenzen der Faunen benachbarter vergleichbarer Habitate sowie Hinweise auf bevorzugte Besiedlungswege und Ausbreitungsschranken aufgeführt. Relativ häufig treten Superdominanzen (Individuenanteile einer Tierart von mehr als 50 %) auf. Gleichzeitig fehlen einige Lebensformtypen bzw. taxonomische Gruppen vollständig. Vor allem die sich langsamer entwickelnden k-Strategen sind in urbanen Biotopen unterrepräsentiert (vgl. Jedicke 1994).

Hieraus folgt einerseits, dass Grünzüge als strukturell wenig fragmentierte, möglichst durchgängige Freiraumkorridore, für an die Bedingungen des urbanen Lebensraumes angepasste Arten nicht unbedingt notwendig sein müssen.

Andererseits bilden urbane Grünzüge Korridore, die, ausgehend von der die Stadt umgebenden Landschaft, in diese hinein bzw. durch sie hindurch führen. Sie können damit dem Biotopverbund von Arten dienen, die gegenüber Fragmentierung sensitiv sind und sich in der übrigen Stadtlandschaft nicht oder nur schwer ausbreiten können.

Soweit die Auslöser für die Gefährdung einer Art in der Kulturlandschaft in besonderem Maße auf die Stadtlandschaft zutreffen, erscheint es nicht sinnvoll, urbane Grünzüge als Korridore für diese Arten zu entwickeln. Hieraus kann eine Verschiebung naturschutzfachlicher Prioritäten abgeleitet werden:

- Zielarten eines Biotopverbundes in der freien Landschaft repräsentieren oft das Anspruchsprofil von gefährdeten Arten, die aufgrund von Landschaftszerschneidung funktionale Isolierung erfahren.

- Zielarten eines urbanen Grünzuges sollten grundsätzlich stadtaugliche Anspruchsprofile mit weniger hohen Ansprüchen repräsentieren. Andernfalls besteht die Gefahr, dass Individuen gefährdeter Spezies vermehrt in den urbanen Raum einwandern und dann dort umkommen. Durch diesen Mechanismus würde der Korridor die Funktion einer Senke erhalten (vgl. Noss 2006).

3.1.3 Ansätze der Operationalisierung

Um die naturschutzfachliche Modellvorstellung des Biotopverbundes operabel zu machen, ist die Frage zu beantworten, an welchen Indikatoren eine betrachtete Verbundfunktion gemessen werden kann.

Grundlage der Operationalisierung ist die Definition dessen, was die Qualität der Verbundfunktion ausmacht, bzw. des Indikandums.

So definiert Jedicke (1994: 84) Biotopverbund als „einen räumlichen Kontakt zwischen Lebensräumen, der jedoch nicht unbedingt durch ein unmittelbares Nebeneinander gewährleistet sein muss; die zwischen gleichartigen Lebensräumen liegende Fläche muss für Organismen (in der Regel ein oder mehrere untersuchte Artengruppen) überwindbar sein, so daß [sic] ein Austausch von Individuen möglich ist“. Wulf (2001: 194) definiert Biotopverbund „als Ausmaß des Flusses von Organismen zwischen diskreten Raumeinheiten“. Ähnliche Definitionen finden sich in der englischsprachigen Literatur für Landschaftskonnektivität (landscape connectivity):

- Merriam (1984: 5): „ *A parameter of the interconnection of functionally related ecological elements of a landscape so that species can move among them* ”.
- Taylor et al. (1993: 571): „*The degree to which the landscape impedes or facilitates movement among resource patches*”.
- With et al. (1997: 1): „*The functional relationship among habitat patches, owing to the spatial contiguity of habitat and the movement responses of organisms to landscape structure*”.

Die Qualität des Biotopverbundes bzw. der Landschaftskonnektivität ist eine ziel- bzw. artspezifische Größe. Planerische Ziele, insbesondere die betrachtete(n) Art(en) bzw. der betrachtete Austauschprozess sowie dessen zeitliche und räumliche Maßstabebene definieren, wie Biotopverbund im Einzelfall zu operationalisieren ist (vgl. Crooks & Sanjayan 2007).

Seit der Gesamtdarstellung von Jedicke (1990) fanden in der deutschsprachigen Literatur kaum maßgebliche Weiterentwicklungen des naturschutzfachlichen Konzeptes des Biotopverbundes mehr statt. Die englischsprachige Literatur bietet hingegen eine weitergehende konzeptionelle Auseinandersetzung mit dem Themengebiet, welche Fragen der Operationalisierung in den Vordergrund stellt. Die bestehenden Ansätze zur Operationalisierung von Landschaftskonnektivität lassen sich nach zwei grundsätzlich unterschiedlichen Herangehensweisen unterscheiden (vgl. Bennett 1999; Tischendorf & Fahrig 2000; Andersson 2006 sowie Taylor et al. 2007):

- 1) Strukturelle Konnektivität: Bestimmt durch die Landschaftsstruktur bzw. die räumliche Verteilung und Anordnung von unterschiedlichen Habitattypen und anderen Landschaftselementen.
- 2) Funktionale Konnektivität: Bestimmt durch die Reaktion von Individuen, Arten oder landschaftsökologischen Prozessen auf die Landschaftsstruktur.

3.1.3.1 Strukturelle Konnektivität

Die wichtigste Grundlage der Überlegungen hinsichtlich der strukturellen Konnektivität von Landschaften sind die Arbeiten von Turner (1989) sowie Turner et al. (2001) über den Einfluss der Landschaftsstruktur auf ökologische Prozesse. Ziel ist es, von der – erheblich einfacher zu erfassenden - strukturellen Konnektivität auf die funktionale Konnektivität einer Landschaft zu schließen.

Strukturelle Konnektivität wird in der Regel mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen („*landscape metrics*“) operationalisiert (vgl. bspw. Schumaker 1996; Gustafson 1998; Blaschke 1999; Cook 2002; Moilanen & Nieminen 2002; Hänel 2006; Jooß 2006 sowie Saura & Pascual-Hortal 2007), ohne dass das Verhalten von Organismen oder landschaftsökologischen Prozessen unmittelbar mitbetrachtet wird. Strukturelle Konnektivität lässt sich mit Hilfe von in GIS-Umgebungen integrierten Softwarelösungen, z.B. FRAGSATS oder Patch Analyst (vgl. McGarigal & Marks 1995; Elkie et al. 1999; Website FRAGSTAS sowie Website Patch Analyst), auf Basis entsprechender Strukturdaten vergleichsweise einfach darstellen. So empfiehlt Volg (2003) in Weiterentwicklung von Überlegungen von Forman & Godron (1986) für die Beurteilung der strukturellen Qualität des Biotopverbundes, die Raumstruktur einer Landschaft anhand der folgenden Faktoren zu bewerten:

- Parzellengestalt und Parzellenanordnung: Form und Größe der Parzellen (in Bezug auf die erfassten Faktoren homogene Flächen, engl. „patches“) sowie ihre Verteilung im Raum
- Körnigkeit: Parzellengröße und deren Variabilität
- Heterogenität: Vielfalt der Biotoptypen und ihrer Verteilung im Raum
- Kontrast: Verschiedenartigkeit zwischen zwei aneinandergrenzenden Biotopen und Härte des Übergangs

Im Rahmen der Untersuchung von Metapopulationen wird Konnektivität als Migrationsrate, Kolonisationsrate bzw. als die Menge an genetischem Austausch zwischen den einzelnen Subpopulationen betrachtet (vgl. Moilanen & Hanski 2001).

Bei der Operationalisierung stellt die Distanz zum nächsten besiedelten Habitat einer Art die zentrale Größe dar. Tischendorf & Fahrig (2001: 153) bezeichnen diese primär über Distanzen operationalisierte Konnektivität zwischen Habitatressourcen als „patch connectivity“.

Im Rahmen der Bewertung der Konnektivität von Landschaftsausschnitten anhand von Strukturmaßen kann meist nur das Vorhandensein bestimmter Landschaftselemente in einem betrachteten Landschaftsausschnitt erfasst werden. Die entscheidende Frage ist, inwieweit hierdurch artspezifische funktionale Implikationen abgebildet werden können. Die jeweils eingesetzten Landschaftsstrukturmaße müssen daher auf der Grundlage des Wissens über art- und ggf. gebietsspezifische Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und Verbundfunktion geeicht werden. Fagan & Calabrese (2007) unterscheiden die durch Landschaftsstrukturmaße operationalisierte Konnektivität nach der Quelle der Informationen über artspezifische Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und Verbundfunktion in:

- 1) Potentielle strukturelle Konnektivität: Strukturmaße auf Basis von grundlegendem Wissen über die jeweiligen Art(en).
- 2) Tatsächliche strukturelle Konnektivität: Strukturmaße auf Basis in der Landschaft erfasster Bewegungen von Individuen der jeweiligen Art(en).

Das Erfordernis der art- und ggf. landschaftsspezifischen Eichung von Landschaftsstrukturmaßen macht deren Einsatz methodisch wesentlich aufwändiger und damit für die Planungspraxis unattraktiver. Eine wünschenswerte Eichung anhand von

Felddaten aus der jeweiligen Landschaft kann in der Planungspraxis schwer durchführbar sein. Wird jedoch keine oder nur eine unzureichende artspezifische Eichung der eingesetzten Indikatoren durchgeführt, so ergeben sich Zweifel an der grundsätzlichen Zulässigkeit des Schlusses von struktureller auf funktionale Konnektivität (vgl. Taylor et al. 2007). Artspezifische Unterschiede können bedingen, dass der Lebensraumkorridor der einen Art die Migrationsbarriere einer anderen Art ist. Auch sind bestimmte Arten in der Lage, sich zwischen strukturell kaum verbundenen Habitatflächen - d.h. matrixunabhängig - zu bewegen (vgl. Dale et al. 1994; Desrochers et al. 1998; Pither & Taylor 1998; Hinsley 2000 sowie Bélisle & Desrochers 2002).

Selbst wenn die eingesetzten Landschaftsstrukturmaße art- und gebietsspezifisch geeicht wurden, ergeben sich aus der Beschränkung der Betrachtung auf die Landschaftsstruktur von Teilräumen die folgenden Probleme:

Ist in einem Teilraum eine lineare Barriere vorhanden, so wird durch Landschaftsstrukturmaße nicht abgebildet, ob ein potentieller Bewegungsvektor parallel zu dieser Barriere verläuft oder ob er von dieser geschnitten wird. Es ist weiterhin möglich, dass ein Korridor landschaftsstrukturell hoher Konnektivität von der betrachteten Art aufgrund von außerhalb der Landschaftsstruktur liegenden Gründen (bspw. Prädation) kaum mit Erfolg genutzt werden kann (vgl. Crooks & Sajayan 2007).

Vor diesem Hintergrund ist es selbst bei art- und landschaftsspezifischer Anpassung der verwendeten Strukturmaße grundsätzlich unzulässig, von potentieller struktureller Konnektivität unmittelbar auf funktionale Konnektivität zu schließen. Dieses Vorgehen entspricht jedoch dem in der Planungspraxis (sowie in der wissenschaftlichen Literatur) bislang überwiegend genutzten Verfahren (vgl. Taylor et al. 2007).

3.1.3.2 Funktionale Konnektivität

Funktionale Konnektivität beschreibt die Möglichkeiten der betrachteten Organismen, sich zwischen den Habitatressourcen zu bewegen. Sie ist nach Noss & Cooperrider (1994) grundsätzlich von den folgenden Faktoren abhängig:

- Der Mobilität und dem Ausbreitungsverhalten einer Art,
- autökologischen Charakteristika wie dem Bedarf nach Nahrung und Deckung während der Wanderung,
- der Interaktion zwischen Verhalten sowie autökologischen Charakteristika einerseits und der Landschaftsstruktur andererseits,
- der metrischen Distanz zwischen geeigneten Habitatflächen in Relation zur Ausbreitungsfähigkeit,
- dem Vorhandensein von Landschaftselementen wie bspw. Autobahnen, die als Wanderungsbarriere wirken, sowie
- Einflüssen von Menschen und Fressfeinden.

Funktionale Konnektivität wird mit Hilfe von im Vergleich zu methodischen Ansätzen der strukturellen Konnektivität aufwändigen populationsbiologischen Modellen bzw. im Rahmen von individuenbasierten Modellen dargestellt. Hierbei handelt sich um komplexe Modelle, die schwer zu parametrisieren sind (vgl. Gustafson & Gardner 1996; Bunn et al. 2000 sowie Bélisle 2005).

Die der Bildung derartiger Modelle zugrunde liegenden Untersuchungen kommen zu Ergebnissen, welche illustrieren, dass Aussagen zur funktionalen Konnektivität detaillierter artspezifischer Informationsgrundlagen bedürfen:

- So weist Ferreras (2001) für den Pardelluchs (*Lynx pardinus*) nach, dass gute Habitatqualitäten im räumlichen Umfeld einer Population die Emigration aus dieser Population limitieren und die Immigration in diese Population fördern.
- Schultz (1998) stellt fest, dass die Fortbewegungsgeschwindigkeit von „Fender's Blue Butterfly“ (*Icaricia icariodes fenderi*) durch die Landschaftsmatrix schneller ist als entlang von Verbundkorridoren.
- Jonsen & Taylor (2000a, 2000b) belegen für Prachtlibellen (*Calopterygidae*), dass diese in einer teilweise bewaldeten Flusslandschaft Grünlandflächen durchqueren, um Waldflächen zu erreichen, während die selben Arten in einer nahezu waldfreien Flusslandschaft kaum Grünlandflächen durchqueren.
- Schooley & Wiens (2003) dokumentierten, dass sich der Kaktuskäfer (*Chelinidea vittiger*) hauptsächlich entgegen der Hauptwindrichtung ausbreitet, da er die von ihm bewohnten *Opuntia*-Kakteen durch Geruch lokalisiert.

Die Operationalisierung des Biotopverbundes über funktionale Konnektivität kann zwar zu einer höheren Ergebnisqualität führen, hat aufgrund der Komplexität der Methoden sowie ihrer Anforderungen an spezifisches artökologisches Wissen jedoch bisher kaum Praxisrelevanz erlangt. Währenddessen lassen sich Indikatoren für strukturelle Konnektivität zwar vergleichsweise problemlos einsetzen, führen jedoch möglicherweise zu Ergebnissen von zweifelhafter Qualität.

Jüngere methodische Ansätze versuchen vor diesem Hintergrund, Aspekte der funktionalen Konnektivität in das Konzept der strukturellen Konnektivität zu integrieren. Hierzu wird die bei Messungen der strukturellen Konnektivität eingesetzte metrische Distanz zweier Habitate durch die artspezifische funktionale bzw. effektive Distanz ersetzt.

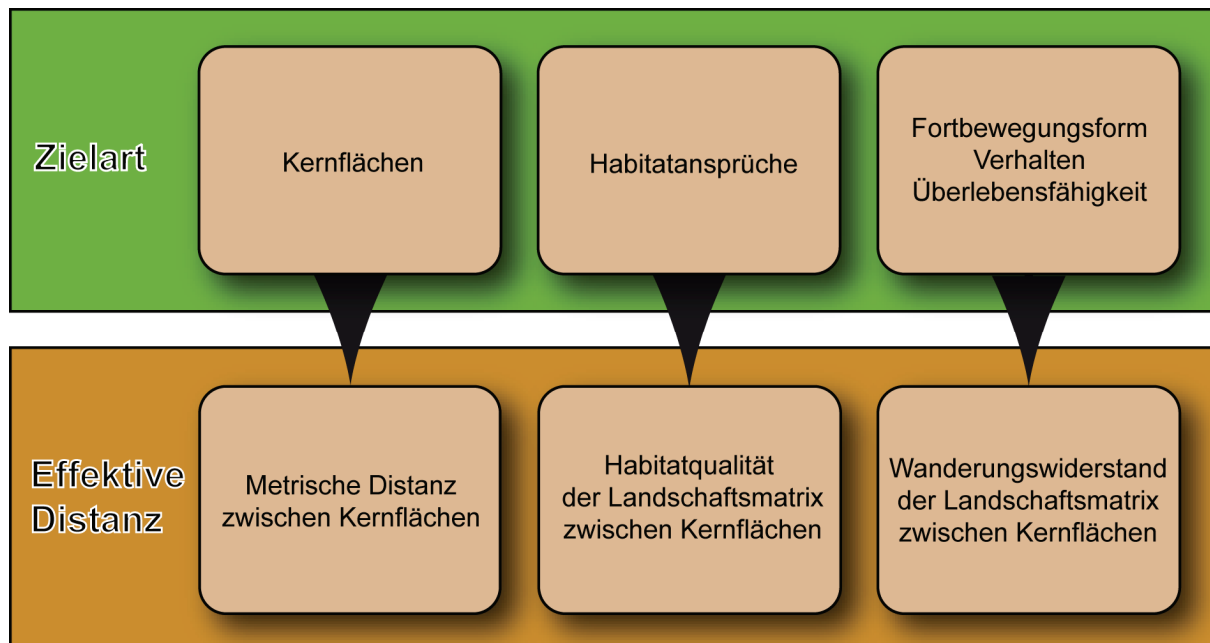


Abb. 6: Zielartsspezifische Einflussgrößen bei der Bestimmung effektiver Distanzen zwischen Kernflächen

Die effektive Distanz zwischen zwei Habitatflächen wird durch die metrische Distanz einerseits, sowie durch den Raumwiderstand der Landschaftsmatrix andererseits geprägt. Der Raumwiderstand der Landschaftsmatrix ist durch die Habitatqualität und durch den Wanderungswiderstand der zu überwindenden Landschaftsmatrix bestimmt (vgl. Abb. 6; Roland et al. 2000 sowie Moilanen & Hanski 2007).

Zu beachten ist, dass die Faktoren Habitatqualität und Ausbreitungswiderstand der Landschaftsmatrix für durch ihren Fortbewegungsmodus weitgehend matrixunabhängige Arten weniger wichtig bzw. irrelevant sein können. Für derartige Arten kann von metrischer Distanz auf funktionale bzw. effektive Distanz geschlossen werden.

Wie Verbeyleen et al. (2003) sowie Andersson (2006) belegen, erklärt eine Modellierung mit Hilfe effektiver Distanzen die Wirkungen von Verbund bzw. Isolation auf Populationsschwankungen und den Wiederbesiedlungserfolg deutlich besser als eine Betrachtung der metrischen Entfernung zwischen den Lebensräumen.

3.1.4 Einzelfallabhängige Konkretisierung

„Connectivity is an entirely scale and target dependent phenomenon – definitions, metrics, functionality, conservation applications, and measures of success depend on the taxa or process of interest and the spatial and temporal scales at which they occur.“

(Crooks & Sanjayan 2007: 3)

Das naturschutzfachliche Modell des Biotopverbundes sowie dessen unterschiedliche Ansätze der Operationalisierung über Landschaftskonnektivität können nicht paradigmatisch definiert werden. Der Biotopverbund ist stattdessen ein normatives naturschutzfachliches Konzept, dessen Konkretisierung im Rahmen eines Modells in Abhängigkeit der konkreten planerischen Aufgabenstellung dynamisch ist. Biotopverbund beschreibt „eher ein Ziel als eine einheitliche Planungsmethode“ (Woike 2007: 215). In diesem Sinne bezeichnen Albrecht & Leibenath (2008: 522) den Biotopverbund als „Metakonzzept“ welches als „argumentativer Werkzeugkasten“ begriffen werden kann, „dessen sich Naturschutzvertreter bei der Durchsetzung bestimmter fachlicher Ziele bedienen können.“ Eine Diskussion der grundsätzlichen Unterschiede zwischen den Herangehensweisen in verschiedenen europäischen Staaten findet sich bei Jongman et al. (2004).

Die für die einzelfallspezifische konzeptionelle Konkretisierung des Biotopverbundes wesentlichen Faktoren sind:

- Die dem Biotopverbund zu Grunde liegenden ökologischen Grundlagen
- Der Maßstab der naturschutzfachlichen Planung
- Die naturschutzfachlichen Planungsziele
- In den Rahmenbedingungen des Einzelfalls begründete planungspraktische Erwägungen
- Politische Rahmenbedingungen

Diese sich zum Teil wechselseitig beeinflussenden Faktoren werden in Abbildung 7 dargestellt und im Folgenden diskutiert.

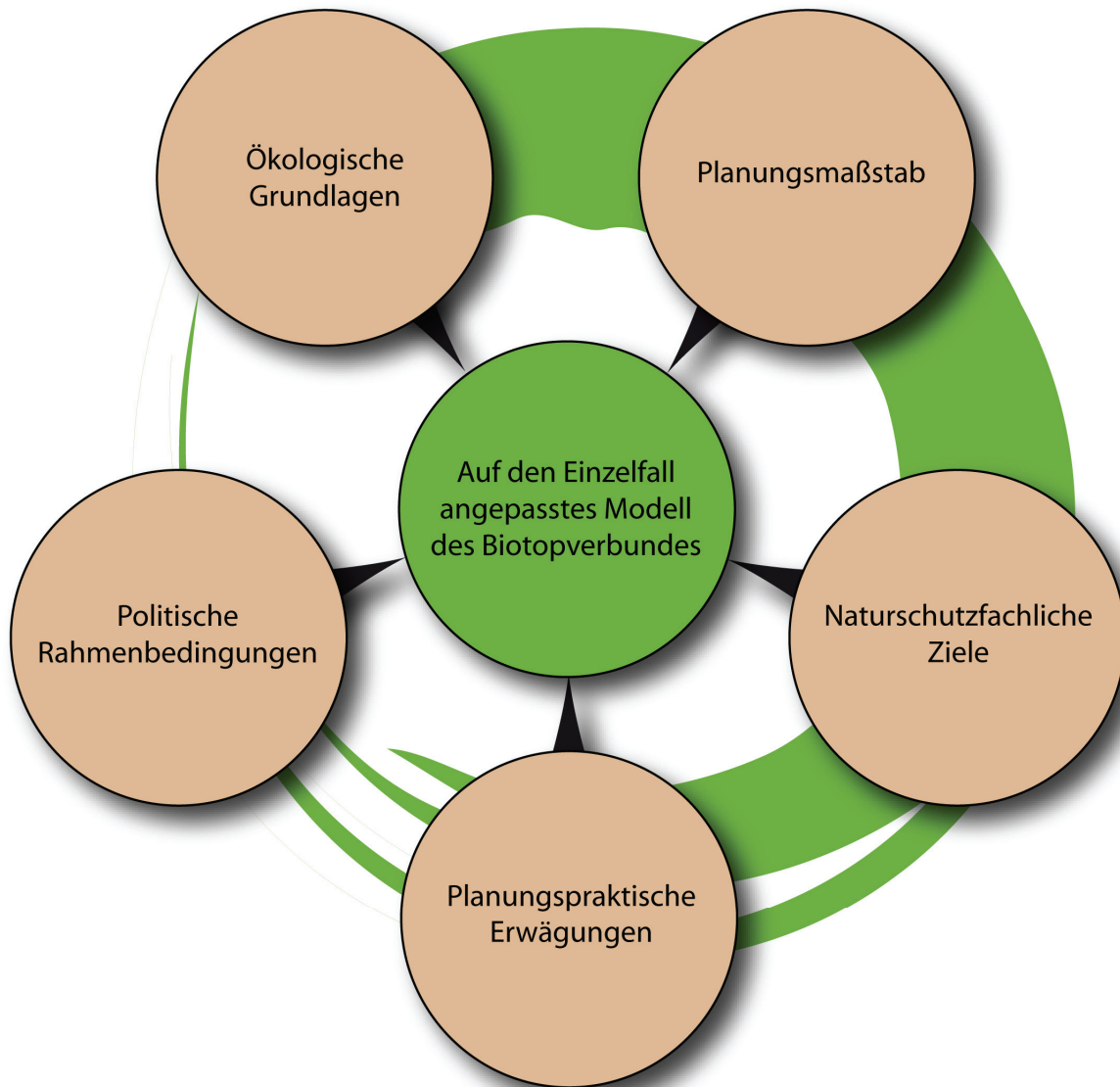


Abb. 7: Einzelfallabhängige Konkretisierung des Biotopverbundes

3.1.4.1 Ökologische Grundlagen

Die ökologischen Theorien und Konzepte, welche die Grundlagen des Biotopverbundes bilden, sind als Abstraktionen einer wesentlich komplexeren Realität jeweils für bestimmte Typen von Fragestellungen sinnvoll einsetzbar. Sie erscheinen in anderen Fällen jedoch als weniger hilfreich. In Abhängigkeit der durch die jeweilige planerische Aufgabenstellung definierten Rahmenbedingungen kann der primäre Einsatzbereich der verschiedenen ökologischen Modellvorstellungen in Anlehnung an Hanski & Gilpin (1991) sowie Blab (1993) wie folgt zugeordnet werden:

- Handelt es sich um eine kleinräumige Biotopverbundplanung bspw. zur Entwicklung eines einzelnen Schutzgebietes, so liegt der Interessenschwerpunkt auf der Ebene einer lokalen Population. Hier hat das MVP-Konzept die meiste Aussagekraft.
- Bei der Planung eines örtlichen Biotopverbundes (bspw. im Rahmen eines Landschaftsplanes) werden Analysen primär auf der Ebene der örtlichen Metapopulation erfolgen.
- Verbundplanungen auf überörtlicher Ebene verfolgen das Ziel, größere Landschaftsausschnitte miteinander zu verbinden. Hier erscheint eine Analyse auf Ebene von Populationen bzw. Metapopulationen nicht mehr angemessen. Stattdessen

können die grundlegenden Aussagen der Inseltheorie – unter Berücksichtigung der Grenzen ihrer Übertragbarkeit auf Habitatinseln – angewendet werden.

- Die Mosaik-Zyklus-Theorie spielt immer dann eine entscheidende Rolle, wenn Zielarten keinen dauerhaft stabilen Lebensraum bewohnen, sondern an einen temporären Zustand wie bspw. die Zerfallsphase von Wäldern gebunden sind.

3.1.4.2 Planungsmaßstab

Der Planungsmaßstab hat Auswirkungen auf die Zuweisung der Funktion als ein Element des Biotopverbundes an bestimmte Landschaftsausschnitte. Die Frage, welche Art von Flächen bzw. Räumen als Kernfläche bezeichnet werden kann und was ein Verbundkorridor ist, ist maßstabsabhängig zu beantworten:

- Handelt es sich um eine kleinräumige Biotopverbundplanung bspw. zur Entwicklung eines einzelnen Schutzgebietes, so geht es darum, einzelne Teillebensräume miteinander zu verbinden. Auf dieser Ebene kann das Konzept der dauerhafte Überleben einer Population langfristig sichernden Kernfläche für viele Arten kaum sinnvoll eingesetzt werden.
- Bei der Planung eines örtlichen Biotopverbundes (bspw. im Rahmen eines Landschaftsplanes) geht es darum, bestehende und neu zu schaffende Habitatflächen im Sinne einer lokalen Metapopulation miteinander zu vernetzen. Möglicherweise können einzelne dieser Habitatflächen oder Cluster den Anspruch von Kernflächen erfüllen. Habitatflächen, welche das Überleben von Subpopulationen nicht dauerhaft gewährleisten können, übernehmen die Funktion von Trittsteinhabitaten.
- Im Rahmen von Verbundplanungen auf überörtlicher Ebene erscheint es sinnvoll, großräumige Kernflächen zu definieren, welche eine dauerhaft überlebensfähige Metapopulation beherbergen. Damit verbinden Korridore auf dieser Ebene keine einzelnen Habitatflächen, sondern größere Landschaftsausschnitte. Trittsteine spielen auf der überörtlichen Ebene keine Rolle als Ziel von Korridoren, sondern stellen funktionale Bestandteile von Kernflächen und Korridoren dar.

3.1.4.3 Naturschutzfachliche Ziele

Die Verbesserung des Biotopverbundes für eine Art oder Artengruppe kann die Fortbewegungsmöglichkeiten anderer Arten verschlechtern. Eine Biotopverbundplanung erfordert damit die zentrale, ausschließlich normativ begründbare Entscheidung, für welche Art(en) geplant werden soll. Die Zielarten eines Biotopverbundes stellen damit die Konkretisierung der im Einzelfall verfolgten naturschutzfachlichen Ziele dar. Im Vorangegangenen wurde mehrfach betont, dass das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes grundsätzlich artspezifisch auszufüllen ist. Die Wahl der Zielarten bzw. der durch sie zu repräsentierenden ökologischen Anspruchstypen ist daher ein wesentlicher Faktor bei der an der jeweiligen planerischen Aufgabe orientierten Konkretisierung des Konzeptes des Biotopverbundes.

- Die Areal- und Habitatansprüche einer Art bestimmen die Mindestanforderungen an Kernflächen und Trittsteinbiotope. Migrierende Arten und Arten, welche für ihr Überleben unterschiedliche Teillebensräume benötigen, stellen besondere Anforderungen an Kernflächen und Trittsteinbiotope.
- Habitatansprüche, Fortbewegungsmodus, Überlebensfähigkeit und Verhalten einer Zielart definieren den Raumwiderstand, welcher einer Art von bestimmten Elementen der Landschaftsmatrix entgegengebracht wird.
- Die Arealansprüche sowie bestimmte Aspekte des Verhaltens einer Art (bspw. Migration) bestimmen den räumlichen Maßstab, ab dem es sinnvoll erscheint, das Modell des Biotopverbundes für diese Art anzuwenden.

Überörtliche Biotopverbundplanungen verfolgen das grundsätzliche Ziel, Flächenansprüche des Biotopverbundes darzustellen. Ziel ist es, großräumige relativ ungestörte Teile der Landschaft und geeignete Verbindungskorridore zu lokalisieren und planerisch zu sichern. Die Frage, wie die Überwindbarkeit eines bestimmten Teils der Matrix verbessert werden kann, kann hingegen erst auf der örtlichen Ebene beantwortet werden. Diese Art des Vorgehens führt zu zwei Effekten:

- Die letztlich erforderliche Bestimmung von Zielarten wird nachfolgenden Planungsebenen überlassen.
- Nachfolgende Planungsebenen sehen sich mit der grundsätzlich nicht erfüllbaren Anforderung konfrontiert, einen Universal-Biotopverbund zu schaffen.

3.1.4.4 Planungspraktische Erwägungen

Ist das Konzept des Biotopverbundes im Sinne der im Vorangegangenen behandelten Punkte auf den Einzelfall angepasst, stellt sich die Frage nach der Operationalisierung. Hier spielen neben naturschutzfachlichen Gesichtspunkten auch planungspraktische Erwägungen eine entscheidende Rolle. Aufwändigere methodische Ansätze der funktionalen Konnektivität können nur realisiert werden, soweit die entsprechenden Ressourcen zur Verfügung stehen. Je größer der betrachtete Raum und je größer der Zielartenkorb, desto mehr Ressourcen müssen aufgewendet werden. Es lässt sich folgende grundsätzliche Zuordnung von Methoden der Operationalisierung zu Maßstabebenen vornehmen:

- Handelt es sich um eine kleinräumige Biotopverbundplanung bspw. zur Entwicklung eines einzelnen Schutzgebietes für eine Art, so lassen sich, wenn auch mit hohem Aufwand, populationsbiologische Modelle und individuenbasierte Ansätze einsetzen.
- Bei der Planung eines örtlichen Biotopverbundes (bspw. im Rahmen eines Landschaftsplanes) bzw. bei der Betrachtung einer größeren Zahl von Zielarten stellt sich bereits die Frage, ob der Einsatz von populationsbiologischen Modellen oder individuenbasierten Ansätzen aufgrund des sehr hohen Aufwandes grundsätzlich durchführbar ist. Hier bietet sich die Operationalisierung über effektive bzw. funktionale Distanzen an.
- Je größer der Planungsraum, desto eher wird auf die Analyse der Struktur der Landschaftsmatrix im Sinne von effektiven Distanzen völlig verzichtet werden müssen. Stattdessen wird die Analyse auf metrische Distanzen zwischen Kernflächen beschränkt. Die Lage von Korridoren wird zum Teil auch ohne formales Analyseverfahren auf der Basis von Expertenmeinungen festgelegt.

3.1.4.5 Politische Rahmenbedingungen

Die vorhandenen politischen Rahmenbedingungen bilden oft den Auslöser für eine Biotopverbundplanung und beeinflussen deren Ziele und die zur Verfügung stehenden Ressourcen. Politische Einflüsse wirken einerseits unmittelbar auf die mit einer Planung verfolgten naturschutzfachlichen Ziele, andererseits definieren sie das relative Gewicht von der Biotopverbundplanung entgegenstehenden Belangen.

Über die Bereitstellung von Planungsressourcen werden weiterhin die Möglichkeiten definiert, im Rahmen einer Biotopverbundplanung bspw. Geländeerhebungen und aufwändigere Analysen durchzuführen. Eine Biotopverbundplanung, der nur geringe Ressourcen zur Verfügung stehen, wird weniger Möglichkeiten haben, die getroffenen Aussagen durch eine differenzierte Analyse der Landschaftskonnektivität zu begründen. Derartige Mängel können sich sowohl auf die Qualität der Aussagen als auch auf die Durchsetzungsfähigkeit im Rahmen planerischer Abwägungen auswirken.

Politische Erwägungen können auch die naturschutzfachliche Bewertung von bestimmten Flächen beeinflussen. So werden bspw. Müllhalden trotz ihrer Funktion als Nahrungshabitat für viele Vogelarten oft nicht als bedeutsame Flächen des Biotopverbundes dargestellt.

3.2 Biotopverbundplanung

Während das vorangegangene Unterkapitel eine Übersicht über die ökologischen und konzeptionellen Grundlagen des Biotopverbundes enthält, werden im Folgenden die rechtlichen und planerischen Grundlagen von Biotopverbundplanungen dargestellt.

3.2.1 Rechtsgrundlagen

"Wir beschließen etwas, stellen das dann in den Raum und warten einige Zeit ab, ob was passiert. Wenn es dann kein großes Geschrei gibt und keine Aufstände, weil die meisten gar nicht begreifen, was da beschlossen wurde, dann machen wir weiter - Schritt für Schritt, bis es kein Zurück mehr gibt."

Jean-Claude Juncker
zit. in Der Spiegel 52/1999 S. 136

3.2.1.1 International

Neben der Ramsar-Konvention (Ramsar Convention on Wetlands 1971), der Welterbe-Konvention (World Heritage Convention 1972), der Bern-Konvention (Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats 1979), der Bonn-Konvention (Bonn-Convention 1979) sowie der Europäischen Landschaftskonvention (European Landscape Convention 2000), stellt die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD 1992) die wichtigste internationale umweltpolitische Vereinbarung dar, welche die Schaffung eines umfassenden Biotopverbundes fordert.

Die CBD ist ein Vertragswerk, welches aus der Konferenz der Vereinten Nationen zu Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro hervorging. Vertragspartner sind 190 Staaten, darunter auch Deutschland und die EU (vgl. www.cbd.int).

Eines der drei gleichrangigen Ziele der CBD ist der Schutz der biologischen Vielfalt, welche als Vielfalt der Ökosysteme, Artenvielfalt und genetische Vielfalt innerhalb der Arten definiert ist (vgl. Art. 2 CBD). Gemäß Entscheidung VI/26 der 6. CBD-Vertragsstaatenkonferenz 2002 in Den Haag soll der Verlust an Biodiversität bis zum Jahr 2010 „signifikant“ reduziert werden (vgl. www.cbd.int).

Um die Ziele der CBD zu erreichen, fordert Artikel 8a die Errichtung eines Systems von Schutzgebieten: *„Each Contracting Party shall, as far as possible and as appropriate: (a) Establish a system of protected areas or areas where special measures need to be taken to conserve biological diversity; ...“*.

Der Leitfaden zur CBD der IUCN (1994) leitet aus dem Begriff „system“ des Artikels 8a der CBD die Forderung nach ökologischen Korridoren ab, welche Schutzgebiete zu einem System verbinden. Diese Interpretation der IUCN liegt dem im Rahmen der 7. CBD-Vertragsstaatenkonferenz 2004 in Kuala Lumpur beschlossenen Arbeitsprogramm (Programm of Work, POW) zugrunde, welches die Schaffung von Schutzgebietssystemen vorsieht, welche aus Kernflächen, Korridoren und Pufferzonen bestehen (vgl. CBD 2005).

Zur europaweiten Umsetzung der Biodiversitätskonvention dient die durch Beschluss der europäischen Umweltministerkonferenz in Sofia 1995 entstandene Paneuropäische Strategie für biologische und landschaftliche Vielfalt (Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, PEBLDS). Ein zentrales Ziel der PEBLDS ist die Schaffung eines europaweiten ökologischen Netzwerkes, welches aus Kernflächen, Korridoren und Pufferzonen bestehen soll (vgl. Council of Europe 1996 sowie Website PEBLDS). Dieses Ziel soll durch die Einrichtung des Pan-Europäischen Ökologischen Netzwerkes (Pan-European Ecological Network, PEEN) umgesetzt werden (vgl. Council of Europe 2007).

Die Vertragsstaaten der CBD sind gem. Art. 6 verpflichtet, eine nationale Biodiversitätsstrategie auszuarbeiten. Die Bundesregierung kam dieser Verpflichtung durch

Kabinettsbeschluss der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt vom 07.11.2007 nach (vgl. BMU 2007). Übergeordnetes Ziel dieser Strategie der Bundesregierung ist es, den Verlust an Biodiversität bis zum Jahr 2010 aufzuhalten und danach eine positive Trendentwicklung herbeizuführen. Die Festlegung auf dieses äußerst ehrgeizige Ziel erfolgte auch vor dem Hintergrund eines inhaltlich gleichen Beschlusses auf dem EU-Gipfel in Göteborg 2007 (vgl. BMU 2007: 26).

Das Ziel, den Verlust an Biodiversität aufzuhalten, soll mit Hilfe von Maßnahmen in 16 Aktionsfeldern erreicht werden. Die „Ausweisung ausreichend großer Schutzgebiete und deren Vernetzung zu funktional zusammenhängenden Biotopverbundsystemen“ wird als erstes Aktionsfeld genannt (BMU 2007: 62). Bis 2010 soll auf allen Maßstabsebenen ein länderübergreifendes, funktional orientiertes Biotopverbundsystem auf mindestens 10 % der Landesfläche verwirklicht sein (vgl. BMU 2007: 29). Dieses Biotopverbundsystem stellt gleichzeitig den deutschen Beitrag zum PEEN dar.

Urbane Landschaften - wie bspw. das Ruhrgebiet - sollen integraler Bestandteil dieses Biotopverbundsystems sein (vgl. BMU 2007: 42f).

Die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (92/43/EWG) (FFH-RL) und die Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) bilden die gemeinschaftsrechtliche Grundlage für die Erstellung des europäischen Schutzgebietssystems 'Natura 2000', welches sich aus sog. 'FFH-Gebieten' sowie aus Vogelschutzgebieten zusammensetzt (vgl. Ssymank 1994; Ssymank et al. 1998 sowie Balzer 2000). Das Netzwerk „Natura-2000“ ist gem. Art. 3 Abs. 1 Satz 1 ein „kohärentes europäisches ökologisches Netz besonderer Schutzgebiete“.

Aus planungsrechtlicher Sicht wird die Meinung vertreten, dass „Kohärenz“ im Sinne der FFH-RL nicht automatisch im Sinne eines funktionalen Zusammenhangs zu verstehen ist (vgl. Albrecht & Leibenrath 2008 sowie Krüsemann 2005). Aus naturschutzfachlicher Perspektive ist jedoch eindeutig, dass sich der „günstige Erhaltungszustand“ gem. Art 3 Abs. 1 FFH-RL insb. auch vor dem Hintergrund des Klimawandels nur über einen funktionalen Verbund gewährleisten lässt (vgl. Kettunen et al. 2007 sowie Ssymank et al. 2006).

Korn & Epple (2008) gehen davon aus, dass 5 bis 30 % aller in Deutschland einheimischen Arten innerhalb der kommenden Jahrzehnte durch den Klimawandel aussterben könnten. Für einen Erhalt dieser Arten ist eine Verlagerung ihrer Verbreitungsgebiete zumeist in nördlicher, östlicher oder höher gelegene (kühlere) Zonen erforderlich. „Voraussetzung für solche räumlichen Verschiebungen sind durchlässige Landschaften mit vielfältigen standörtlichen Angeboten für die Neubesiedlung. Diese raumstrukturellen Möglichkeiten sind derzeit nicht gegeben“ (SRU 2008: 299). Aus naturschutzfachlicher Perspektive wird daher ein „kohärenter, d.h. räumlich wie funktional zusammenhängender Verbund“ (Woike 2007: 215) gefordert.

Die Gewährleistung des „günstigen Erhaltungszustandes“ der durch das Netzwerk Natura 2000 zu schützenden Arten und Lebensraumtypen erfordert demnach nicht nur die Gewährleistung des Schutzes der besonderen Schutzgebiete, sondern ihres funktionalen Verbundes. Dieser funktionale Verbund soll gem. Art 10 der FFH Richtlinie durch die Erhaltung und Schaffung von Landschaftselementen, „die aufgrund ihrer linearen, fortlaufenden Struktur (z. B. Flüsse mit ihren Ufern oder herkömmliche Feldraine) oder ihrer Vernetzungsfunktion (z. B. Teiche oder Gehölze) für die Wanderung, die geographische Verbreitung und den genetischen Austausch wildlebender Arten wesentlich sind“, gewährleistet werden.

Während Meldung, Schutz und Pflege der besonderen Schutzgebiete umfangreichen Regelungen unterworfen sind, stellt Art. 3 Abs. 3 der FFH Richtlinie die Durchführung von Maßnahmen gem. Art. 10 ins alleinige Ermessen der Mitgliedstaaten, welches diese nach dem Erforderlichkeitsprinzip ausfüllen sollen.

Der konzeptionelle Ansatz des Netzwerkes Natura 2000 ist damit stark auf Schutzgebiete konzentriert. Die Operationalisierung der 'Kohärenz' des Netzwerkes erscheint im Vergleich mit den die Schutzgebiete betreffenden Regelungen als äußerst schwach. Dieser Regelungsmangel des „kohärenten“ Netzes besonderer Schutzgebiete soll durch das PEEN behoben werden, welches auch das Ziel der funktionalen Verbindung der besonderen Schutzgebiete des Netzwerkes Natura 2000 verfolgt. Gleichzeitig stellt das Netzwerk Natura 2000 die wichtigste Grundlage des PEEN innerhalb der EU dar, da es den Schutz und die Pflege vieler Kernflächen des PEEN gewährleistet (vgl. Council of Europe 2007).

3.2.1.2 Bundesrecht

Die Errichtung eines Biotopverbundsystems auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wird durch zahlreiche Gesetze, Planungen und Politiken tangiert (vgl. BMU 2007). Von besonderer Bedeutung sind hierbei sicherlich Einflüsse der Agrarpolitik auf Struktur und Nutzung der Landschaftsmatrix sowie der Verkehrsplanung als primärer Urheberin der sog. „Landschaftszerschneidung“.

Die folgende Betrachtung fokussiert planerische Aspekte des Biotopverbundes und beschränkt sich daher auf die Regelungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) sowie des Raumordnungsgesetzes (ROG) in Bezug auf

- eine konzeptionelle Biotopverbundplanung sowie
- den Schutz und die Entwicklung von Kernflächen und Verbundkorridoren.

Sowohl das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) als auch das Raumordnungsgesetz (ROG) beruhen vor der am 1. September 2006 in Kraft getretenen Föderalismusreform zum größten Teil auf der Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes gem. Art. 75 GG. Mit der Föderalismusreform wurde die bisherige Rahmengesetzgebung des Bundes in den Bereichen Naturschutz und Landschaftspflege sowie Raumordnung in die konkurrierende Gesetzgebung überführt. „Im Rahmen der konkurrierenden Gesetzgebung haben die Länder die Befugnis zur Gesetzgebung, solange und soweit der Bund von seiner Gesetzgebungszuständigkeit nicht durch Gesetz Gebrauch gemacht hat“ (Art 72 Abs. 1 GG). Hat der Bund von seiner Gesetzgebungszuständigkeit Gebrauch gemacht, so können die Länder hiervon durch Gesetz abweichende Regelungen treffen. Ausgenommen von dieser Möglichkeit sind jedoch „die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes“ sowie „das Recht des Artenschutzes oder [sic] des Meeresnaturschutzes“ (vgl. Art. 72 Abs. 3 Nr. 2 GG). Im Bereich der Raumordnung unterliegen die Abweichungsmöglichkeiten der Länder keinen vergleichbaren Einschränkungen.

Gem. Art. 72 Abs. 3 GG geht das jeweils spätere Gesetz vor, wobei den Ländern dadurch eine gewisse Reaktionszeit bleibt, dass Bundesgesetze erst sechs Monate nach ihrer Verkündung in Kraft treten. Auf diese Weise ergibt sich für Bund und Länder die Möglichkeit zu einer nachhaltigen gegenseitigen Beschäftigung.

Der Bundesgesetzgeber hat von seinen veränderten Kompetenzen Gebrauch gemacht und sowohl das Bundesnaturschutzgesetz als auch das Raumordnungsgesetz entsprechend angepasst und gleichzeitig inhaltlich fortentwickelt: Das Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 trat am 1. März 2010 in Kraft. Das Raumordnungsgesetz wurde mit Wirkung vom 31. Dezember 2008 bzw. 30. Juni 2009 novelliert.

3.2.1.2.1 Biotopverbund als Fachplanerische Aufgabe

Mit der Regelung des Biotopverbundes wurde eine langjährige naturschutzfachliche Forderung erstmals im Rahmen der Novelle des BNatSchG von 2002 in Bundesrecht umgesetzt (vgl. SRU 1996: 121; SRU 2000: 203; Gassner et al. 2003: Rn. 1 zu § 3). Der

bundesweite Biotopverbund gem. BNatSchG stellt einen integralen Bestandteil des Europäischen Biotopverbundes bzw. der Europäischen Biodiversitätsstrategie dar (vgl. Finck et al. 2005; BMU 2007; Deutsche Bundesregierung 2008).

Ein Ziel des Naturschutzes und der Landschaftspflege ist es gem. § 1 Abs. 2 BNatSchG, den Austausch zwischen den Populationen wildlebender Tiere und Pflanzen sowie Wanderung und Wiederbesiedelung zu ermöglichen. Im Gegensatz zu der Zielbestimmung des § 1 Abs. 1 BNatSchG ist Abs. 2 nicht als allgemeiner (voraussichtlich abweichungsfester) Grundsatz markiert. Allerdings verpflichtet der Bund die Länder durch den (voraussichtlich abweichungsfesten) allgemeinen Grundsatz des § 20 Abs. 1 BNatSchG, ein mindestens 10% der Landesfläche umfassendes Biotopverbundsystem zu schaffen. Eine den Inhalten des ehem. § 3 BNatSchG entsprechende Regelung des Biotopverbundes findet sich schließlich in § 21 BNatSchG und ist damit wiederum nicht als allgemeiner Grundsatz gekennzeichnet. Die Länder haben in Kooperation mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) einen Arbeitskreis „Länderübergreifender Biotopverbund“ gebildet, dessen Ziel die Entwicklung eines einheitlichen Konzeptes für die Umsetzung des im Bundesnaturschutzgesetz normierten Biotopverbundes war (vgl. Burkhard et al. 2004; Aichmüller 2005).

Der Biotopverbund gem. § 20 Abs. 1 bzw. § 21 BNatSchG dient der Umsetzung der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt sowie der Umsetzung des Art. 3 Abs. 3 und des Art. 10 der FFH-Richtlinie in Bezug auf Maßnahmen zum funktionalen Verbund der besonderen Schutzgebiete des Netzwerkes Natura-2000. Er ergänzt mit seiner Zielbestimmung der „dauerhaften Sicherung der Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten, Biotope und Lebensgemeinschaften sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen“ (§ 21 Abs. 1 BNatSchG) den Zielkanon des Naturschutzes und der Landschaftspflege (vgl. insb. § 1 Abs. 2 BNatSchG). Die Tatsache, dass dieses mit dem ehem. § 3 BNatSchG zunächst in einem eigenen Paragraphen geschah, wurde von Reck et al. (2005) als Beleg für die herausragende Stellung dieses Grundsatzes verstanden. Das aktuelle BNatSchG lässt eine herausragende Stellung nicht mehr erkennen.

Aus der Formulierung des § 21 Abs. 1 BNatSchG ergibt sich ein Handlungsauftrag, welcher deutlich über die Bewahrung des Status quo hinausgeht: Die ökologischen Wechselbeziehungen zwischen den Lebensräumen sind dort, wo sie nicht vorhanden oder eingeschränkt sind, zu schaffen und in ihrer Funktionsfähigkeit auf Dauer zu erhalten. Es gilt, das bestehende Maß an Landschaftsfragmentierung zu vermindern. Dieser nicht abweichungsfest normierte Auftrag an die Länder ist durch die quantitative Mindestforderung von 10 % der Landesfläche gem. § 20 Abs. 1 BNatSchG abweichungsfest konkretisiert. Reck et al. (2005) zogen vor dem Hintergrund des ehem. § 3 BNatSchG die Schlussfolgerung, dass es nicht genügt hätte, eine entsprechende Bestimmung ins Landesrecht aufzunehmen und vertraten die Ansicht, es müsse „in den Ländern ein Planungs- und Auswahlprozess stattfinden, an dessen Ende die Ausweisung und rechtliche Sicherung [...] der ausgewählten Flächen steht“ (Reck et al. 2005: 150). Das aktuelle Bundesnaturschutzgesetz enthält mit § 21 nahezu identische Regelungen, erfordert jedoch keine Landesgesetzgebung mehr – bzw. hätte keine Landesgesetzgebung mehr erfordern müssen.

Die Landschaftsplanung der Länder hat gem. dem allgemeinen Grundsatz des § 8 BNatSchG die Aufgabe, die örtlichen und überörtlichen Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege darzustellen. Hierzu sind die Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege – also auch das Ziel des § 1 Abs. 2 BNatSchG, den Austausch zwischen den Populationen

wildlebender Tiere und Pflanzen sowie Wanderung und Wiederbesiedelung zu ermöglichen - auf der jeweiligen Planungsebene zu konkretisieren (vgl. v. Haaren 2004; Auhagen et al. 2002 sowie Riedel & Lange 2002).

Burkhardt et. al. (2003: 421) vertreten jedoch die Ansicht, dass mit der erforderlichen Biotopverbundplanung eine zusätzliche Fachplanung des Naturschutzes neben die Landschaftsplanung treten muss. Ein entscheidendes Argument für eine separate Erarbeitung einer Fachplanung des Biotopverbundes wird darin gesehen, dass die Biotopverbundplanung komplexe methodische Ansätze erfordert, welche sich nicht problemlos in die reguläre Landschaftsplanung integrieren lassen (vgl. Jedicke & Marschall 2003 sowie Bottin 2005). Fest steht, dass eine solche zusätzliche Fachplanung weder im BNatSchG noch in einem der Landesnaturschutzgesetze normiert ist. Die Landschaftsplanung stellt damit das vorhandene und damit wichtigste fachplanerische Instrument zur Umsetzung des Biotopverbundes gem. § 21 BNatSchG durch die Länder dar. Zu beachten ist jedoch, dass sie aufgrund ihrer in den meisten Bundesländern fehlenden Außenwirkung selbst nicht zur Sicherung des Verbundes geeignet ist (vgl. Albrecht & Leibenath 2008).

Insofern ist Hellenbroich (2004: 297) in der Forderung zuzustimmen, dass die Landschaftsplanung als zentrale Informationsquelle für alle Habitatschutzinstrumente die Biotopverbundplanung als integrierten Bestandteil erarbeiten soll. Diese Auffassung wird weiterhin durch die Definition der Inhalte der Landschaftsplanung gem. § 9 BNatSchG gestützt. Zu den Inhalten der Landschaftsplanung gehören gem. § 9 Abs. 3 Nr. 4 d auch die Erfordernisse und Maßnahmen „zum Aufbau und Schutz eines Biotopverbundes, der Biotopvernetzung und des Netzes `Natura 2000`“.

Die Planung des Biotopverbundes kann durch die Raumordnungsklauseln des § 10 Abs. 1 Satz 2 und des § 11 Abs. 1 Satz 2 BNatSchG erschwert werden. Soweit Landschaftsplanung keine den Zielen und Grundsätzen von Raumordnung und Landesplanung widersprechenden Darstellungen treffen kann, muss die Darstellung eines Biotopverbundes im Konfliktfall unvollständig bleiben. Hieraus ergibt sich eine Unvollständigkeit des nachfolgenden Planungsebenen zur Verfügung gestellten Abwägungsmaterials, was zu entsprechenden Abwägungsmängeln führen kann.

Auf Grund des großräumigen Charakters des Biotopverbundes gem. § 20 bzw. § 21 BNatSchG sind die überörtlichen Planungsebenen entscheidend für dessen Konzeption sowie für die großräumige Sicherung von Flächenansprüchen. Der örtlichen Ebene kommt vorrangig die Aufgabe der Planung von Maßnahmen zu (vgl. Albrecht & Leibenath 2008: 524 sowie Gruehn et al. 2008).

Das BNatSchG verpflichtet die Länder jedoch nur dazu, Landschaftsrahmenpläne aufzustellen (vgl. § 10 Abs. 2 Satz 2 BNatSchG). Die Aufstellung von Landschaftsprogrammen ist gem. § 10 Abs. 2 Satz 1 BNatSchG vollständig ins Ermessen der Länder gestellt, während die Aufstellung von Landschaftsplänen gem. § 11 Abs. 2 dem Erforderlichkeitsprinzip unterworfen ist. „Die Zuständigkeit, das Verfahren zur Aufstellung und das Verhältnis von Landschaftsprogrammen und Landschaftsrahmenplänen zu Raumordnungsplänen richtet sich nach Landesrecht“ (§ 10 Abs. 4 BNatSchG).

Soweit ein Landschaftsprogramm nicht erstellt und die Erforderlichkeit von örtlichen Landschaftsplänen bspw. mit Verweis auf den Umweltbericht zur Flächennutzungsplanung verneint wird, kann Landschaftsplanung gem. BNatSchG auf die Ebene des Landschaftsrahmenplanes reduziert werden. Das BNatSchG lässt den Ländern die Möglichkeit, Landschaftsrahmenpläne primär in die Regionalpläne zu integrieren, was bspw. in NRW bislang eine extreme Reduzierung ihrer Inhalte zur Folge hatte. Vor diesem

Hintergrund ist festzustellen, dass die den allgemeinen Grundsatz der Landschaftsplanung des § 8 BNatSchG konkretisierenden Regelungen der nachfolgenden § 9 und 10 die faktische Abschaffung der Landschaftsplanung auch ohne Abweichungsgesetzgebung durch die Länder ermöglichen.

Unklar ist auch, wie ein gesamtstaatliches Biotopverbundkonzept entstehen könnte und wer für dessen Erstellung zuständig ist. Fachlich schlüssig erschiene die Lösung, den deutschen Beitrag zu einem europäischen Biotopverbundsystem auf Bundesebene zu koordinieren (vgl. Gruehn et al. 2008). Für ein entsprechendes „Bundeslandschaftsprogramm“ existiert jedoch keine Rechtsgrundlage.

Vergleicht man die vor der Föderalismusreform bestehende Rahmengesetzgebung mit den abweichungsfesten Grundsätzen des aktuellen BNatSchG, so wird klar, dass auf Bundesebene ein massiver Verlust an abschließender Regelungskompetenz stattgefunden hat. Die theoretische Möglichkeit einer sog. „Vollregelung“ wurde aus Angst vor drohender Abweichungsgesetzgebung seitens der Länder so zögerlich ausgeschöpft, dass das Bundesrecht zumindest im hier diskutierten Bereich der Landschaftsplanung nicht alleine vollzugesfähig ist (vgl. die entsprechenden Öffnungsklauseln der §§ 10 Abs. 4 und 11 Abs. 5). Die Frage, ob und in welchem Maß die Landschaftsplanung künftig in der Lage sein wird, die Aufgabe der Biotopverbundplanung zu übernehmen, hängt damit von der Ausgestaltung der Landschaftsplanung durch die Länder ab – wobei die faktische Abschaffung der Landschaftsplanung auch ohne Abweichungsgesetzgebung möglich erscheint.

3.2.1.2 Integration des Biotopverbundes in die räumliche Gesamtplanung

Die Frage, wie ein im Rahmen der Landschaftsplanung konzipierter Biotopverbund in die räumliche Gesamtplanung integriert werden kann, ist stark von der jeweiligen Konkretisierung der Landschaftsplanung in den Naturschutzgesetzen der Länder abhängig (für einen Überblick über die Länderregelungen vgl. Gruehn et al. 2008). Das in der Folge der Föderalismusreform angepasste Bundesnaturschutzgesetz erhebt zwar grundsätzlich den Anspruch, eine Vollregelung zu sein, trifft im Bereich der Landschaftsplanung jedoch nur Regelungen mit dem Detaillierungsgrad der ehemaligen Rahmengesetzgebung. Änderungen an einem landesspezifischen System der Landschaftsplanung werden nicht notwendig.

Nach gängiger Literaturmeinung ist der Bundesgesetzgeber im Naturschutzgesetz (vgl. § 10 Abs. 3 sowie § 11 Abs. 3 BNatSchG) von dem Modell der sekundären Integration fachgutachtlicher Landschaftspläne in die räumliche Gesamtplanung ausgegangen (vgl. Hahn 1991: 120 sowie Gassner et al. 2003: Rn 1 zu § 3). In diesem Modell ist es Aufgabe der Raumordnung bzw. der Bauleitplanung, im Rahmen ihrer jeweiligen Abwägungsentscheidungen über die Aufnahme von landschaftsplanerischen Inhalten in ihre Pläne und Programme zu entscheiden (vgl. § 7 Abs. 2 ROG bzw. § 1 Abs. 7 BauGB):

Gem. § 10 Abs. 3 BNatSchG werden die raumbedeutsamen Erfordernisse und Maßnahmen der Landschaftsprogramme und Landschaftsrahmenpläne unter Abwägung mit den anderen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen in die Landesweiten Raumordnungspläne sowie in die Regionalpläne und regionalen Flächennutzungspläne (vgl. § 8 ROG) aufgenommen. In Raumordnungspläne integrierte Inhalte der Landschaftsplanung entfalten die Bindungswirkungen des § 4 ROG. In ähnlicher Weise können gem. § 11 Abs. 3 BNatSchG die Darstellungen der Landschaftspläne in Bauleitpläne einfließen.

Die planerische Gewährleistung eines bundesweit funktionsfähigen Biotopverbundes ist von der Transformation der entsprechenden fachplanerischen Inhalte in verbindliche planerische Festsetzungen und Ziele abhängig. Diese Transformation ist Gegenstand zahlreicher politisch geprägter Abwägungsentscheidungen auf den Ebenen der räumlichen Gesamtplanung.

In den Bundesländern, welche das Modell der Primärintegration realisiert haben, stellt sich die Frage, ob sich eine Biotopverbundplanung ausschließlich in den Plänen und Programmen der räumlichen Gesamtplanung darstellen lässt. Gruehn et al. (2008: 26f) betonen, dass ein Biotopverbund nicht alleine dadurch umgesetzt werden kann, dass die entsprechenden Darstellungen der Landschaftsplanung in die räumliche Gesamtplanung übernommen werden. Stattdessen bedürfe es zur Umsetzung zusätzlicher, qualifizierter planerischer Aussagen sowie einer stärkeren Betonung des Entwicklungsaspektes der Landschaftsplanung. Das auch nach der „Vollregelung“ des Bundesnaturschutzgesetzes weiterhin zulässige Modell der primär integrierten Landschaftsplanung erscheint vor diesem Hintergrund kaum geeignet, um einen Biotopverbund zu planen und umzusetzen.

Der Biotopverbund findet im Rahmen der Grundsätze des § 2 ROG Eingang in die Raumordnung. Nach § 2 Abs. 2 Nr. 2 Satz 3 „ist ein großräumig übergreifendes, ökologisch wirksames Freiraumverbundsystem zu schaffen.“ Weiterhin gilt der Grundsatz, des § 2 Abs. 2 Nr. 6 Satz 3: „Den Erfordernissen des Biotopverbundes ist Rechnung zu tragen“.

Die Grundsätze der Raumordnung sind gem. § 7 Abs. 1 ROG im Rahmen der Raumordnungspläne zu konkretisieren: Raumordnungspläne sollen gem. § 8 Abs. 5 ROG Festlegungen zur Raumstruktur enthalten. Hierunter fallen gem. § 7 Abs. 5 Nr. 2 auch Aussagen zur anzustrebenden Freiraumstruktur.

Die Konkretisierung der Grundsätze der Raumordnung kann durch verbindliche Ziele der Raumordnung sowie durch eine weitere Konkretisierung der Grundsätze erfolgen. Während konkretisierte Grundsätze der Raumordnung bei behördlichen Entscheidungen zu berücksichtigen sind, ist mit Zielen der Raumordnung eine behördliche Beachtungspflicht verbunden (vgl. § 4 Abs. 1). Für einen wirksamen Schutz von Kernflächen und Korridoren bedarf es daher der Festsetzung entsprechender Ziele (vgl. Albrecht & Leibenath 2008: 524)

Die Raumordnungspläne sollen gem. § 8 Abs. 6 ROG auch diejenigen Festlegungen zu raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen enthalten, die zur Aufnahme in Raumordnungspläne geeignet und zur Koordinierung von Raumansprüchen erforderlich sind. Hierunter fallen auch die raumbedeutsamen Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Landschaftsprogrammen und Landschaftsrahmenplänen.

Die konkrete raumordnerische Umsetzung von Raumansprüchen des Biotopverbundes erfolgt über Vorrang- und Vorbehaltsgebiete gem. § 8 Abs. 7.

- Vorranggebiete sind Gebiete, die für bestimmte raumbedeutsame Funktionen oder Nutzungen vorgesehen sind und andere raumbedeutsame Nutzungen in diesem Gebiet ausschließen, soweit diese mit den vorrangigen Funktionen, Nutzungen oder Zielen unvereinbar sind. Sie stellen damit raumordnerische Letztentscheidungen dar, die keiner weiteren Abwägung mehr zugänglich sind. Die Bindungswirkung von Vorranggebieten entspricht damit der von Zielen der Raumordnung.
- Vorbehaltsgebiete sind Gebiete, in denen bestimmten raumbedeutsamen Funktionen oder Nutzungen bei der Abwägung mit konkurrierenden raumbedeutsamen Nutzungen besonderes Gewicht beigemessen werden soll. Die Bindungswirkung von Vorbehaltsgebieten entspricht damit der von Grundsätzen der Raumordnung.

Eine Schwierigkeit ergibt sich, wenn die Schaffung eines Biotopverbundes die Veränderung bestehender Flächennutzungen erfordert, da die Raumordnung hierzu kaum in der Lage ist (vgl. Albrecht & Leibenath 2008: 526 sowie Rannow & R. Finke 2008).

Vor dem Hintergrund der beschriebenen Implementation des Biotopverbundes in die Landschaftsplanung bzw. in das System der räumlichen Gesamtplanung kann bezweifelt

werden, ob das Ziel der Bundesregierung, bis 2010 auf allen Maßstabsebenen ein länderübergreifendes, funktional orientiertes Biotopverbundsystem auf mindestens 10 % der Landesfläche zu verwirklichen (vgl. BMU 2007: 29), erreicht werden konnte.

Langfristig bedenklich erscheint auch, dass durch die uneingeschränkte materielle Abweichungskompetenz der Länder im Bereich der Raumordnung nicht mehr gesichert ist, dass künftig überhaupt in allen Bundesländern Raumordnungspläne existieren werden. Im Rahmen einer von liberalem Zeitgeist durchdrungenen Abweichungsgesetzgebung könnten einzelne Länder die Raumordnung bspw. zu einer informellen Masterplanung umformen. Vor diesem Hintergrund erscheint es strategisch nicht länger sinnvoll, die Umsetzungsstrategie von Fachplanungen weiterhin auf die Übernahme ihrer Inhalte in die Pläne der Raumordnung zu fokussieren.

3.2.1.2.3 Kernflächen und Verbundkorridore

Der Biotopverbund besteht gem. § 21 Abs. 3 BNatSchG „aus Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselementen. Bestandteile des Biotopverbunds sind

1. Nationalparke und Nationale Naturmonumente,
 2. Naturschutzgebiete, Natura 2000-Gebiete und Biosphärenreservate oder Teile dieser Gebiete,
 3. gesetzlich geschützte Biotope im Sinne des § 30,
 4. weitere Flächen und Elemente, einschließlich solcher des Nationalen Naturerbes, des Grünen Bandes sowie Teilen von Landschaftsschutzgebieten und Naturparken,
- wenn sie zur Erreichung des in Absatz 1 genannten Zieles geeignet sind.“

Als Elemente des Biotopverbundes kommen demnach insbesondere bestehende Schutzgebiete in Frage. Aus dem Ziel des funktionalen Verbundes zwischen Kernflächen ableitbare Ansprüche an die Landschaftsmatrix außerhalb von schutzwürdigen Flächen werden hierdurch begrenzt. Auffallend ist, dass Korridore sowie Pufferzonen nicht als Elemente des Biotopverbundes gem. § 21 BNatSchG genannt werden. Ob mit Hilfe von Verbindungsflächen und Verbindungselementen Korridore zwischen Kernflächen dargestellt werden sollen, ist nicht geklärt.

Obwohl im Management der Landschaftsmatrix die größten Handlungspotentiale liegen (vgl. Baum et al. 2004 sowie Crooks & Sanjayan 2007), wird der Gestaltungsanspruch des Biotopverbundes gem. § 21 BNatSchG in Bezug auf die nicht schutzwürdigen Teile der Kulturlandschaft stark begrenzt. Stattdessen wird das ursprünglich auf einen Naturschutz auf 100% der Fläche gerichtete Konzept des Biotopverbundes im Schwerpunkt in die Schutzgebiete (zurück)verwiesen. So ähnelt die Mindestforderung des § 20 BNatSchG nach einem Biotopverbund auf 10% der Landesfläche quantitativ der langjährigen Forderung des SRU, dem Naturschutz auf 10-15% der Landesfläche absoluten Vorrang einzuräumen (vgl. SRU 2000: 203).

Der Schutz von Kernflächen eines Biotopverbundes sowie besonderer Schutzgebiete des Netzes Natura 2000 kann grundsätzlich über die Erklärung zum geschützten Teil von Natur und Landschaft gem. § 22 BNatSchG erfolgen. Dabei bestimmt der Schutzzweck eines Gebietes die zu seinem Schutz zur Verfügung stehenden Schutzgebietskategorien. In Ausnahmefällen kann der Gebietsschutz auch durch vertragliche Regelungen, nach anderen Rechtsvorschriften, nach Verwaltungsvorschriften oder durch die Verfügungsbefugnis eines öffentlichen oder gemeinnützigen Trägers gewährleistet werden (vgl. R. Finke 2002: 29f).

Integraler Bestandteil des Biotopverbundes ist das auf der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der EU beruhende kohärente europäische Schutzgebietsnetz Natura 2000. Die spezifischen

Regelungen in Bezug auf den Aufbau und den Schutz des europäischen ökologischen Netzes Natura 2000 finden sich im 2. Abschnitt bzw. den §§ 31 bis 36 des BNatSchG. Es werden keine den § 21 BNatSchG ergänzenden Regelungen in Bezug auf Maßnahmen zum funktionalen Verbund der besonderen Schutzgebiete zu einem kohärenten Netz gem. Art. 10 der FFH-RL getroffen.

Eine ausführliche Diskussion der rechtlichen Umsetzung der FFH- und Vogelschutzrichtlinie findet sich bei Rödiger-Vorwerk (1998), Berner (2000) sowie Gellermann (2001).

3.2.1.2.4 Gute Fachliche Praxis

Mit der Novelle des BNatSchG von 2002 (BGBl. I S. 1193) lösten die Regelungen des § 5 zur Guten Fachlichen Praxis die bis dahin geltende rechtliche Fiktion von einer den Zielen des Naturschutzes in der Regel dienenden ordnungsgemäßen Land- und Forstwirtschaft sowie die Ausgleichsregelung von Nutzungsbeschränkungen in der Land- und Forstwirtschaft ab.

Die Regelungen zur guten fachlichen Praxis in der Land-, Forst-, und Fischereiwirtschaft stellen die an die Hauptflächennutzer gerichteten Ansprüche des Naturschutzes und der Landschaftspflege dar. Für den Biotopverbund ist hierin die Chance zu sehen, den Matrixwiderstand in der Fläche zu senken bzw. Habitatqualitäten der Kulturlandschaft auch außerhalb von Schutzgebieten und Förderprogrammen zu verbessern. Die Gute Fachliche Praxis kann damit als Umsetzung der Forderung nach einem Naturschutz auf 100% der Fläche betrachtet werden.

Die zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen Landschaftselemente sind gem. § 5 Abs. 2 Nr. 3 zu erhalten und nach Möglichkeit zu vermehren. Mit der Novelle des BNatSchG von 2009 wurde die Gewährleistung regionaler Mindestdichten von derartigen Landschaftselementen jedoch aus der Definition der Guten Fachlichen Praxis entfernt. Der SRU forderte, dass die Länder im Rahmen ihrer Landesnaturschutzgesetze die Festlegung regionaler Mindestdichten als zusätzlichen Inhalt ihrer Landschaftsplanung definieren (vgl. SRU 2004: 158). Eine derartige Regelung besteht mit dem § 5 Abs. 2 des Saarländischen Naturschutzgesetzes (SNG vom 05.04.2006): Im Rahmen der Saarländischen Landschaftsplanung sind unzerschnittene Räume gemäß § 6 SNG sowie der Biotopverbund gemäß § 7 Abs. 2 Nr. 2 SNG einschließlich der regional erforderlichen Mindestdichte von Verbindungselementen und geeigneten Maßnahmen, falls die Mindestdichte unterschritten ist, darzustellen. Die Regelungen des Saarländischen Naturschutzgesetzes stellen in diesem Punkt jedoch eine Ausnahme dar – die meisten Länder sind der Forderung des SRU nicht gefolgt (vgl. Gruehn et al. 2008).

3.2.1.3 Landesrecht NRW

Grundsätzlich sind am 1. März 2010 durch das BNatSchG als Vollregelung des Bundes alle Landesnaturschutzgesetze außer Kraft getreten, die nicht seit dem Beschluss der Novelle des BNatSchG vom 29. Juli 2009 novelliert wurden. Das Landschaftsgesetz des Landes NRW wurde bislang nicht novelliert.

Das Bundesnaturschutzgesetz geht jedoch bspw. im Bereich der Landschaftsplanung kaum über den Regelungsgehalt des alten Rahmenrechts hinaus und ist alleine nicht vollzugsfähig. Mit den §§ 10 Abs. 4 und 11 Abs. 5 enthält das Bundesrecht Öffnungsklauseln, durch die bislang bestehendes Landesrecht in Bezug auf die Konkretisierung der Landschaftsplanung in Kraft bleibt. Ohne die damit verbundenen rechtlichen Implikationen entscheiden zu können, wird hier davon ausgegangen, dass das Land NRW eine dem jetzigen Landschaftsgesetz entsprechende Praxis beibehalten wird. Der folgende Text bezieht sich daher auf das am 1. März 2010 grundsätzlich außer Kraft getretene Landschaftsgesetz des Landes NRW.

Für das Land Nordrhein-Westfalen wird gem. § 15 LG von der obersten Landschaftsbehörde im Benehmen mit dem zuständigen Ausschuss des Landtages ein Landschaftsprogramm

aufgestellt, das die landesweiten Leitbilder und Erfordernisse des Naturschutzes und der Landschaftspflege darstellt. Das Landschaftsprogramm enthält gem. § 15a Abs. 1 Nr. 3 LG die Leitbilder und Erfordernisse des Naturschutzes und der Landschaftspflege, insbesondere für die Entwicklung eines landesweiten Biotopverbundsystems. Das – seit 1997 - im Entwurf vorliegende Landschaftsprogramm trifft Aussagen zum landesweiten Biotopverbund (vgl. MURL 1997).

Als Grundlage für den Regionalplan als Landschaftsrahmenplan und für den Landschaftsplan erarbeitet das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) einen Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Dieser Fachbeitrag enthält gem. § 15a Abs. 2 Nr. 3 LG Angaben zum Biotopverbund.

In Nordrhein-Westfalen wird der Landschaftsplan gem. § 16 Abs. 2 LG von den Kreisen und Kreisfreien Städten als Satzung beschlossen. Im Landschaftsplan sind die Bestandteile des Biotopverbundes gem. § 16 Abs. 4 Nr. 3 LG als solche zu kennzeichnen. Der Geltungsbereich des Landschaftsplanes ist auf den baulichen Außenbereich gem. § 35 BauGB beschränkt. Im baulichen Innenbereich existiert aktuell keine Fachplanung des Naturschutzes.

Die erforderlichen Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente des Biotopverbundes sind gem. § 2b Abs. 4 LG im Landschaftsplan durch Schutzgebietsfestsetzungen, durch Vertragsnaturschutz oder durch andere geeignete Maßnahmen rechtlich zu sichern. Weiterhin enthält der Landschaftsplan Festsetzungen zu Entwicklungs-, Pflege- und Erschließungsmaßnahmen. Hierunter fallen gem. § 26 Abs. 2 insbesondere Anlage, Pflege oder Anpflanzung auch für den Biotopverbund bedeutsamer landschaftlicher Strukturen und Elemente sowie Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für im besiedelten Bereich vorhandene landschaftliche Strukturen und Elemente insbesondere im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Biotopverbund.

Neben den verbindlichen Festsetzungen der Landschaftspläne in Bezug auf Schutzgebietsfestsetzungen und Maßnahmenfestsetzungen werden gem. § 18 LG NW auch Entwicklungsziele für die Landschaft dargestellt. Der Biotopverbund wird explizit als solches Entwicklungsziel genannt.

Die Kreise und kreisfreien Städte sind in ihrer Eigenschaft als Träger der verbindlichen Landschaftsplanung nach § 16 Abs. 2 LG zuständig für die Umsetzung des Flächen- und Objektschutzes. Der Landschaftsplan enthält Schutzgebietsausweisungen nach den §§ 20-23 LG (Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Naturdenkmale und geschützte Landschaftsbestandteile).

Liegt ein Landschaftsplan nicht vor, so weisen die Bezirksregierungen als die Höheren Landschaftsbehörden nach § 42a Abs. 1 LG NW im baulichen Außenbereich die entsprechenden Schutzgebiete im Rahmen einer Gefahrenabwehr auf dem Verordnungsweg aus. Innerhalb der im Zusammenhang bebauten Ortsteile und des Geltungsbereichs der Bebauungspläne kann die untere Landschaftsbehörde gem. § 42a Abs. 2 LG Naturschutzgebiete, Naturdenkmale und geschützte Landschaftsbestandteile durch ordnungsbehördliche Verordnung ausweisen.

Nationalparke können gem. § 43 LG von der obersten Landschaftsbehörde durch Rechtsverordnung ausgewiesen werden. Das Landschaftsgesetz NRW sieht keine Ausweisung von Biosphärenreservaten vor.

Das Land Nordrhein-Westfalen hat die FFH-Richtlinie bzw. die §§ 19a bis f der Novelle des BNatSchG von 1998 mit der Novelle des Landschaftsgesetzes (GV. NRW. S. 568) am 21.07.2000 in dem neuen Abschnitt VIa „Europäisches ökologisches Netz Natura 2000“ mit den §§ 48a bis e in Landesrecht umgesetzt. Nordrhein Westfalen hat als einziges Bundesland

besondere Schutzgebiete des Netzwerks Natura 2000 grundsätzlich durch Ausweisung als Naturschutzgebiet geschützt (vgl. R. Finke 2002: 111f).

Die Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes in Bezug auf eine Gute Fachliche Praxis der Land-, Forst-, und Fischereiwirtschaft werden im § 2c des nordrhein-westfälischen Landschaftsgesetzes umgesetzt. § 2c Abs. 4 Nr. 3 LG setzt die Vorgaben des § 5 Abs. 4 BNatSchG in Bezug auf die zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen Landschaftselemente dahingehend um, dass ihre Erhaltung und Vermehrung als Teil der Guten Fachlichen Praxis der Landwirtschaft definiert wird.

Eine ausreichende naturraumbezogene Ausstattung mit linearen und punktförmigen Landschaftselementen soll gem. § 2c Abs. 3 LG vorrangig durch Vertragsnaturschutz angestrebt werden. Ein Anspruch des Naturschutzes an die Landwirtschaft, solche Elemente im Rahmen der guten fachlichen Praxis unentgeltlich zu schaffen, wird nicht normiert.

Da eine Umsetzung des ehem. § 5 Abs. 3 BNatSchG in Bezug auf die Festsetzung regionaler Minstdichten von linearen und punktförmigen Landschaftselementen zur Vernetzung von Biotopen im Nordrhein-Westfälischen Landschaftsgesetz nicht erfolgt, ist unklar, auf welchem Weg definiert wird, welche Dichte an Strukturelementen im Sinne des § 2c Abs. 3 LG „ausreichend“ ist und „angestrebt“ werden soll.

3.2.2 Planerische Grundlagen

„Eine Biotopverbundplanung muss vor allem die folgende Frage beantworten: An welchen Stellen müssen in welchem Umfang welche Strukturen entwickelt werden?“

(Woike 2007: 216)

3.2.2.1 Bundesweiter Biotopverbund

Die von Deutschland gemeldeten FFH- und Vogelschutzgebiete bilden den deutschen Beitrag zum kohärenten europäischen Schutzgebietsnetz Natura 2000 (vgl. Blab 2004; Finck et al. 2005; Peterson 2006; BMU 2007; Deutsche Bundesregierung 2008). Da die Kohärenz bzw. der funktionale Verbund dieser besonderen Schutzgebiete jedoch nicht operationalisiert ist, kann das Netz Natura 2000 bislang nicht als Biotopverbund bezeichnet werden.

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat in Kooperation mit dem Deutschen Jagdschutzverband (DJV) im Rahmen eines viermonatigen Forschungsprojektes eine Initiativskizze „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ erstellen lassen (vgl. Reck et al. 2005). Hierbei handelt es sich um einen ersten groben Entwurf für ein allgemeines bundesweites Biotopverbundkonzept als deutschen Beitrag für das PEEN. Die Initiativskizze basiert auf bestehenden Planungen der Länder (insb. der Landschaftsprogramme), welche mit unterschiedlichen Expertenkonzepten zu „relevanten Arten und Artengruppen“ zusammengeführt und plausibilisiert wurden (Reck et al. 2005: 43).

Da vor diesem Hintergrund eine „automatisierte GIS-Kompilation“ nicht möglich erschien, wurde eine „manuelle, aber GIS-basierte Zusammenführung durchgeführt“ (Reck et al. 2005: 44). Die Dokumentation der zur Ableitung der getroffenen Planaussagen eingesetzten Methodik lässt es nicht zu, alle getroffenen planerischen Entscheidungen im Detail nachzuvollziehen.

Dargestellt werden vier Typen von Lebensraumkorridoren:

1. Korridore überwiegend für Arten der Wälder und der halboffenen Landschaften
2. Korridore überwiegend für Arten der Niederungen und Flusstäler mit Feucht- und Trockenlebensräumen
3. Korridore überwiegend für Arten der Küstenlebensräume
4. Korridore überwiegend für Arten der trockenen Landschaften

Für Typ 1 und 2 wird auf Basis planerischen Sachverstandes in „bundesweit bis europaweit bedeutsame“ Hauptkorridore sowie „landesweit bedeutsame, wenn auch z.T. länderübergreifende“ ergänzende Korridore unterschieden (Reck et al. 2005: 44). Es werden keine Aussagen in Bezug auf die Breite der Korridore getroffen.

Weiterhin werden „national bedeutsame Flächen für den Biotopverbund“ als Kern- und Entwicklungsflächen dargestellt (vgl. Fuchs et al. 2007). Diese werden jedoch nicht entsprechend der Korridore differenziert. Der Zusammenhang zwischen Kern- und Entwicklungsflächen einerseits und Korridoren andererseits ist konzeptionell nicht abschließend definiert.

Die Festlegung von Korridoren überwiegend für Arten der Wälder und Halboffenlandschaften erfolgte auf Basis folgender Eingangsdaten:

- Artenspezifische Modellierung einer Korridorpotenzialkarte für Mitteleuropa (vgl. Strein 2004)
- Biotopverbundsystem für den Luchs (vgl. Schadt et al. 2002)
- Ausbreitungs- und Wanderungskorridore Mecklenburg-Vorpommern (vgl. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie 2003)
- Wildkatzen-Vorkommen in Rheinland-Pfalz (vgl. Herrmann 2004)
- Hauptwanderkorridore des Rothirsches (vgl. Becker 2004)
- Das „Grüne Band Deutschland“ (vgl. BUND e.V. Projektbüro Grünes Band 2003)
- Relikt vorkommen der Totholzkäfer in Deutschland (vgl. Bense 2004)

Die Festlegung von Korridoren überwiegend für Arten der Niederungen und Flusstäler mit Feucht- und Trockenlebensräumen erfolgte auf Basis folgender Eingangsdaten:

- Große Stromauen Deutschlands
- Planung zum Brandenburgischen Feuchtbiotopverbund (vgl. MLUR 2001)
- Staatliches Biotopverbundkonzept aus Mecklenburg Vorpommern (ohne Quellenangabe)
- Hinweise zum Biotopverbund im Großraum Braunschweig (vgl. NLÖ 2003)
- Übernahme von bestimmten im LEP 2003 des Landes Baden Württemberg dargestellten naturnahen Fließgewässerabschnitten
- Gebietskulisse für die Ausweisung eines Ökologischen Verbundsystems des Freistaates Sachsen (vgl. LEP Sachsen 2003)
- Ökologisches Verbundsystem des Landesentwicklungsplanes Hessen 2000

Die Festlegung von Korridoren überwiegend für Arten der Küstenlebensräume, z.B. Spülsäume, Strandwälle, Dünen, Steilküsten, Magerrasen, Salzwiesen erfolgte auf Basis von Biotopverbundplanungen der Länder in Bezug auf Korridore entlang der Ostseeküste. Entlang der Nordseeküste wurde vor dem Hintergrund der Eindeichung auf eine Darstellung von Korridoren verzichtet.

Die Festlegung von Korridoren erfolgt überwiegend für Arten der trockenen Landschaften für Süddeutschland auf Basis einer vor dem Hintergrund geologischer Daten präzisierten Skizze sowie Anregung von A. Ringler während eines Expertenkolloquiums am 1. April 2004 im BfN Leipzig. Für Norddeutschland ergab sich bei ähnlicher Methodik eine starke Überschneidung mit Korridortyp 1, sodass auf eine separate Darstellung verzichtet wurde.

Die Initiativskizze „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ stellt einen Ansatzpunkt für die weitere Entwicklung eines bundesweiten Biotopverbundsystems dar. Da die Skizze über keine eigene konzeptionelle Basis verfügt, sondern primär durch die Kombination von auf

Landesebene vorhandenen Biotopverbundplanungen entstanden ist, vermag sie nachgeordneten Ebenen kaum richtungweisende Impulse zu geben.

3.2.2.2 Biotopverbund in Nordrhein-Westfalen

Das Biotopverbundsystem Nordrhein-Westfalens wird auf drei Maßstabsebenen konkretisiert (vgl. LÖBF 1999: 6):

- Das landesweite Biotopverbundsystem besteht aus Kernflächen mit einer Fläche größer als 75 ha (darunter alle Gebiete internationaler Schutzkategorien) sowie wertvollen Kulturlandschaften und landesweit bedeutsamen Verbindungsflächen. Die Gebietskulisse wird im Landesentwicklungsplan formuliert. Das seit 1997 im Entwurf vorliegende Landschaftsprogramm enthält weitere Aussagen in Bezug auf ein landesweites Biotopverbundsystem (vgl. MURL 1997).
- Das regionale Biotopverbundsystem konkretisiert das landesweite Biotopverbundsystem und ergänzt es um im Maßstab 1:25.000 darstellbare Kern- und Verbindungsflächen sowie um Trittsteinbiotope. Die naturschutzfachliche Konzeption erfolgt im Rahmen des Fachbeitrages des Naturschutzes und der Landschaftspflege gem. § 15a LG NW. Die Ergebnisse dieser regionalen Biotopverbundplanung liegen landesweit vor. Die dargestellten Flächen entsprechen einem Anteil von 18,8% der Landesfläche, wovon bisher ca. 80% durch eine Übernahme als Bereiche zum Schutz der Natur in die Regionalpläne (Vorranggebiete) behördenverbindlich gesichert sind (vgl. Genkinger et al. 2008).
- Das lokale Biotopverbundsystem wird im Rahmen der Fachbeiträge gem. § 15a LG NW vorbereitet, jedoch nicht ausgearbeitet. Es soll auf Grundlage zusätzlicher Erhebungen insb. im Zuge der Landschaftsplanung erarbeitet werden.

Der mit der Novelle des Landschaftsgesetzes im Jahr 1994 durch den neuen § 15a eingeführte Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege des heutigen Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV – ehem. LÖBF) hat auch die Aufgabe der fachgutachtlichen Konzeption des Biotopverbundsystems für Nordrhein-Westfalen. Der fachgutachtliche Charakter der Fachbeiträge wird lediglich durch die Unterwerfung unter die im Landesentwicklungsplan NRW festgesetzten Ziele von Raumordnung und Landesplanung eingeschränkt.

Der Fachbeitrag stellt die Grundlage der in die Regional- bzw. Gebietsentwicklungsplanung primär integrierten Landschaftsrahmenplanung sowie der als eigenständige Satzung verbindlichen Landschaftsplanung dar. Dem Entwurf des Landschaftsprogramms von 1997 lagen ebenfalls die Fachbeiträge zugrunde.

Neben anderen Inhalten bildet der Entwurf des Biotopverbundsystems einen Schwerpunkt der von der LÖBF 1995 begonnenen Erarbeitung der Fachbeiträge. (vgl. Hübschen 1997). Die methodische Vorgehensweise richtet sich nach einer entsprechenden Anleitung der LÖBF (1999), der die folgende Definition von Biotopverbund zugrunde liegt:

„Unter Biotopverbund wird ein Fachkonzept des Naturschutzes verstanden, welches das Ziel hat, den für einen Betrachtungsraum charakteristischen Tier- und Pflanzenarten ausreichend große und standörtlich geeignete Lebensräume zu sichern bzw. zu schaffen, um langfristig überlebensfähige Populationen zu gewährleisten. Ein ganz wesentlicher Aspekt ist dabei die Aufhebung und Minderung anthropogener, in populationsökologischer Sicht isolierender (verinselnder) Eingriffe. Dies soll erreicht werden über die planerische Sicherung großflächiger Verbundkorridore. Sie setzen sich zusammen einerseits aus großflächigen Kernflächen, die i. d. R. als Naturschutzgebiete ausgewiesen werden sollen, andererseits aus Verbindungsflächen, die diese Kernflächen verknüpfen.“

(Definition für Biotopverbund, LÖBF 1999: 5)

Der im Zuge der Fachbeiträge gem. § 15a LG erarbeitete Biotopverbund besteht aus Kernflächen (insb. aus Naturschutzgebieten über 75 ha) und Verbindungsflächen „zur konkreten räumlichen und funktionalen Verknüpfung der Kernflächen“ (vgl. LÖBF 1999: 5). Soweit keine zusammenhängenden Verbundkorridore geschaffen werden können, soll der Verbund über Trittsteinbiotoppe gewährleistet werden. Die Freiräume der Metropole Ruhr sollen einen integralen Bestandteil des Biotopverbundes darstellen:

„Das Biotopverbundsystem bildet das Rückgrat der Freiräume und Freiraumkorridore. Sie bilden ein mehr oder weniger zusammenhängendes Freiraumsystem innerhalb der Ballungsräume und der größten Siedlungsagglomerationen, das die innerstädtischen Freiräume mit der freien Landschaft außerhalb der Ballungsräume verknüpft. Die Freiräume setzen sich einerseits aus den typischen urban-industriellen Lebensräumen wie Parks, Friedhöfen, Halden, Industrie- und Gleisbrachen, andererseits aus den Resten der traditionellen Kulturlandschaft wie Äckern, Grünländern und Wäldern zusammen.“

(LÖBF 1999: 6)

Festzuhalten ist: Dem Biotopverbund Nordrhein-Westfalens liegt sowohl die Zielsetzung eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume als auch das Ziel der funktionalen Verbindung von Populationen bzw. Biotopen zugrunde. Diese Zielsetzung erstreckt sich auch auf den Agglomerationsraum der Metropole Ruhr.

3.2.2.2.1 Landesweites Biotopverbundsystem

Die erste landesweite Biotopverbundplanung wurde durch die LÖBF bereits im Jahr 1995 für die Landesentwicklungsplanung konzipiert. Im Ergebnis wurden Gebiete mit landesweiter naturschutzfachlicher Bedeutung (Gebiete über 75 ha, insg. 11% der Landesfläche) durch landesplanerische Festsetzung als Gebiete für den Schutz der Natur (GSN) gesichert (vgl. Genkinger et al. 2008).

Seit 1997 liegt das Landschaftsprogramm Nordrhein-Westfalen im Entwurf vor (vgl. MURL 1997). Der Aufstellungsprozess wurde seitens der Naturschutzverwaltung aufgrund von strategischen Erwägungen in diesem Stadium gestoppt: Ziel war es, der auf die Vorlage der Entwurfsfassung folgenden Ressortabstimmung zu entgehen und so den Charakter eines mit widerstreitenden Belangen unabhewogenen Fachgutachtens zu erhalten (Heidtmann, mündlich am 03.07.2002).

Der Entwurf des Landschaftsprogramms stellt u. a. für die Großlandschaften und regional wertvollen Kulturlandschaften des Landes Leitbilder künftiger Nutzungen und integrierte Schutzstrategien dar. Er formuliert weiterhin die räumlichen und fachlichen Erfordernisse des Naturschutzes für einen landesweiten Biotopverbund.

Das für das Ruhrgebiet entworfene Leitbild (vgl. S. 53 Abb. 8) betont das Nebeneinander von traditionellen Kulturlandschaftselementen und urbanen-industriellen Lebensräumen sowie die Funktion der Regionalen Grünzüge als Verbindungselemente zwischen Industrie- und

Kulturlandschaft bzw. Ballungsraum und angrenzendem Naturraum. Ziele für die künftige Entwicklung sind die Vermehrung von Waldflächen sowie die Ausweitung der Regionalen Grünzüge:

Im Ballungsraum des Ruhrgebietes „ist ein Mosaik aus urban-industriellen Lebensräumen, traditionellen Kulturlandschaftselementen und Resten naturbetonter Biotope prägend. Die Erhaltung von Freiräumen mit alten und neuen Wäldern, dauerhaft und umweltgerecht bewirtschafteten und wieder durch Feldraine und Feldgehölze strukturierten landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie Sekundärlebensräumen wie Bergsenkungsseen und Industriebrachen ist von besonderer Bedeutung für Mensch und Natur. Waldvermehrung geschieht auf Kosten von Äckern. Vorhandene Halden und Abgrabungen wandeln sich durch eine naturschutzorientierte Folgenutzung zu Sekundärlebensräumen, die auch der siedlungsnahen Erholung dienen. Diese Freiräume bilden den Kern regionaler Grünzüge, welche die Ballungsräume mit den angrenzenden Naturräumen verbinden.“

(MURL 1997: 150)

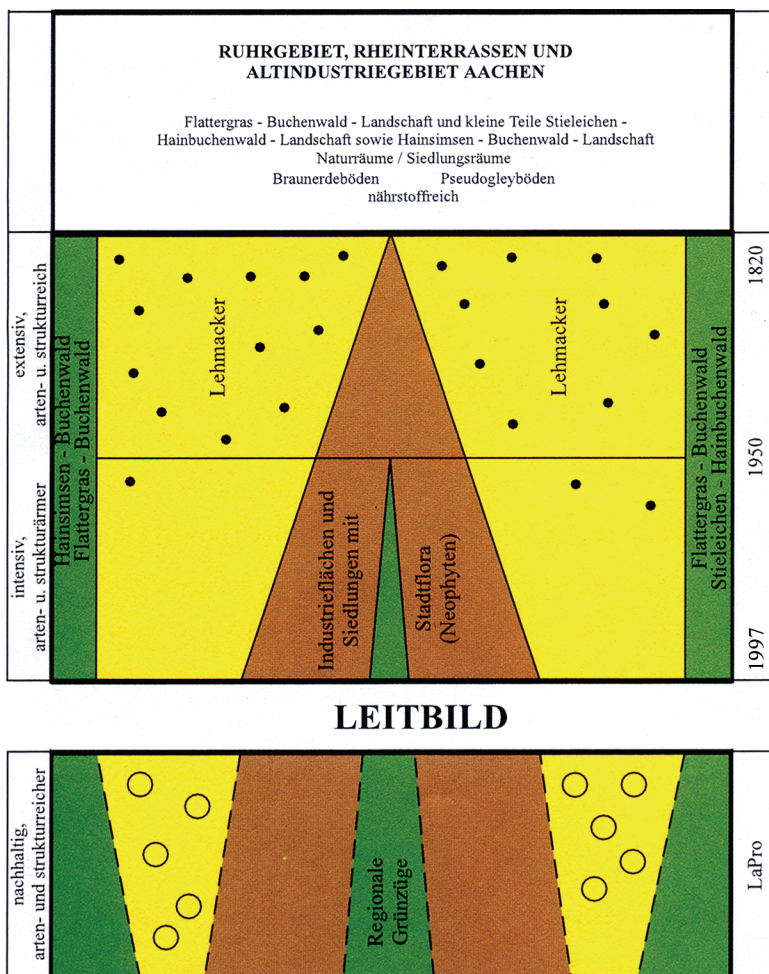


Abb. 8: Darstellung der Kulturlandschaftsentwicklung seit 1820 und des Leitbildes für das Ruhrgebiet entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 147)

Im Entwurf des Landschaftsprogramms werden größere Talzüge, Gewässerauen und langgestreckte, bewaldete Gebirgszüge als Verbindungskorridore dargestellt (vgl. S. 54 Abb. 9). Die Bedeutung der in Verdichtungsgebieten regionalplanerisch zu sichernden Regionalen Grünzüge wird besonders betont (vgl. MURL 1997: 79).

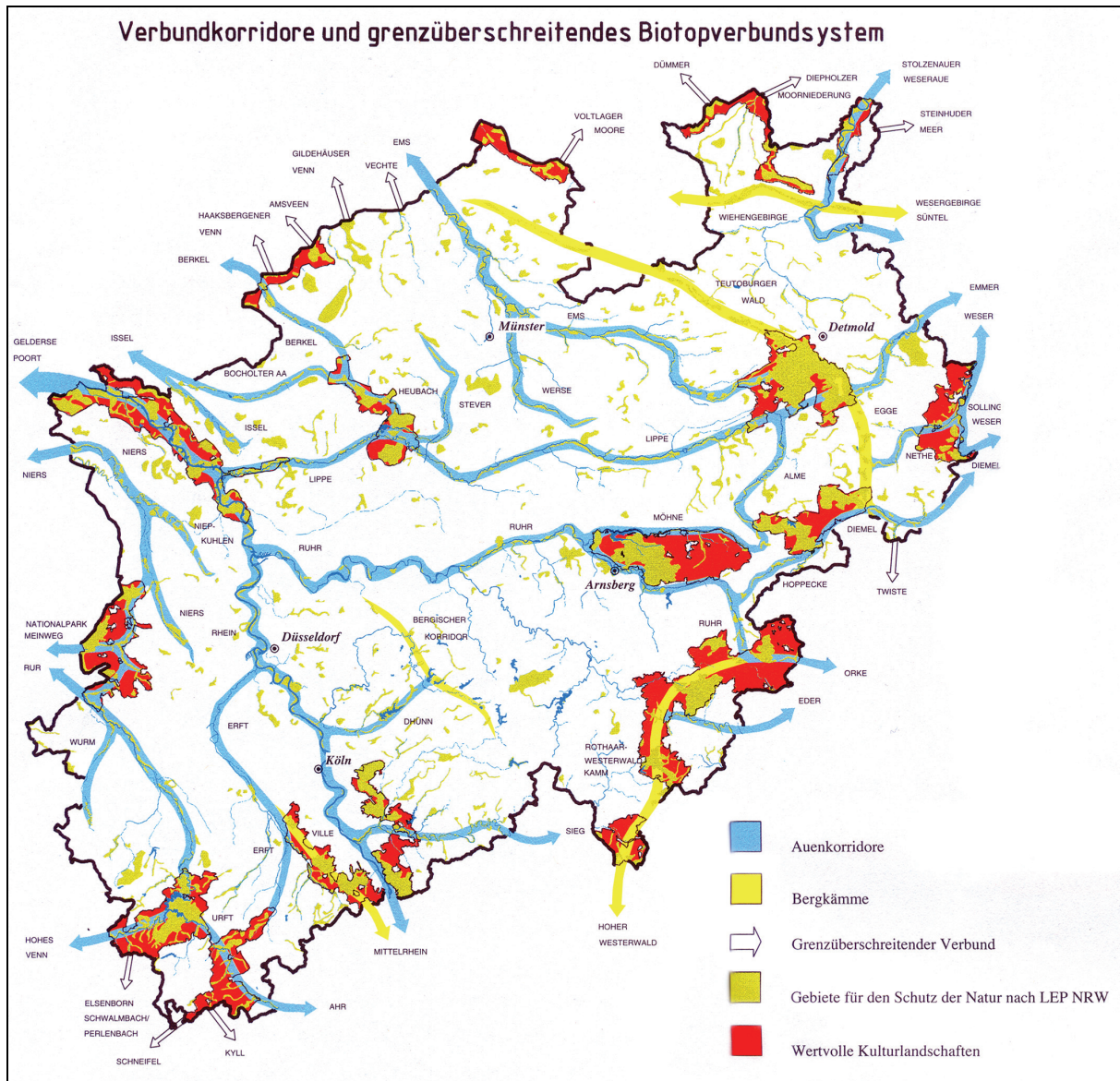


Abb. 9: Verbundkorridore und grenzüberschreitendes Biotopverbundsystem entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 84)

Der Agglomerationskern der Metropole Ruhr ist von 3 landesweiten bedeutsamen Auenkorridoren umgeben (vgl. MURL 1997: 85f):

Rheinaue: International durchgehender Korridor von der Schweiz bis in die Niederlande mit besonderer Bedeutung für den Hochwasserschutz (Retention) und weltweit bedeutsamen Gänserastplätzen.

Lippeaue: Durchgehender Korridor von den Quellbächen in der Senne bis zur Mündung in den Rhein am Rande der Börden- und Ballungsraumlandschaften mit einer bedeutsamen Ausgleichsfunktion für intensiv genutzte Landschaften.

Ruhräue: Durchgehender Korridor von den Quellbächen im Rothaargebirge bis zur Mündung in den Rhein mit Verknüpfungen zum Ballungsraum (bedeutsame Erholungslandschaft).

Die kartographische Darstellung des Systems der Regionalen Grünzüge macht deutlich, dass die in Nord-Süd-Richtung durch die Metropole Ruhr verlaufenden Grünzüge die landesweiten Biotopverbundkorridore der Lippe- und Ruhräue miteinander verbinden sollen (vgl. S. 55 Abb. 10).

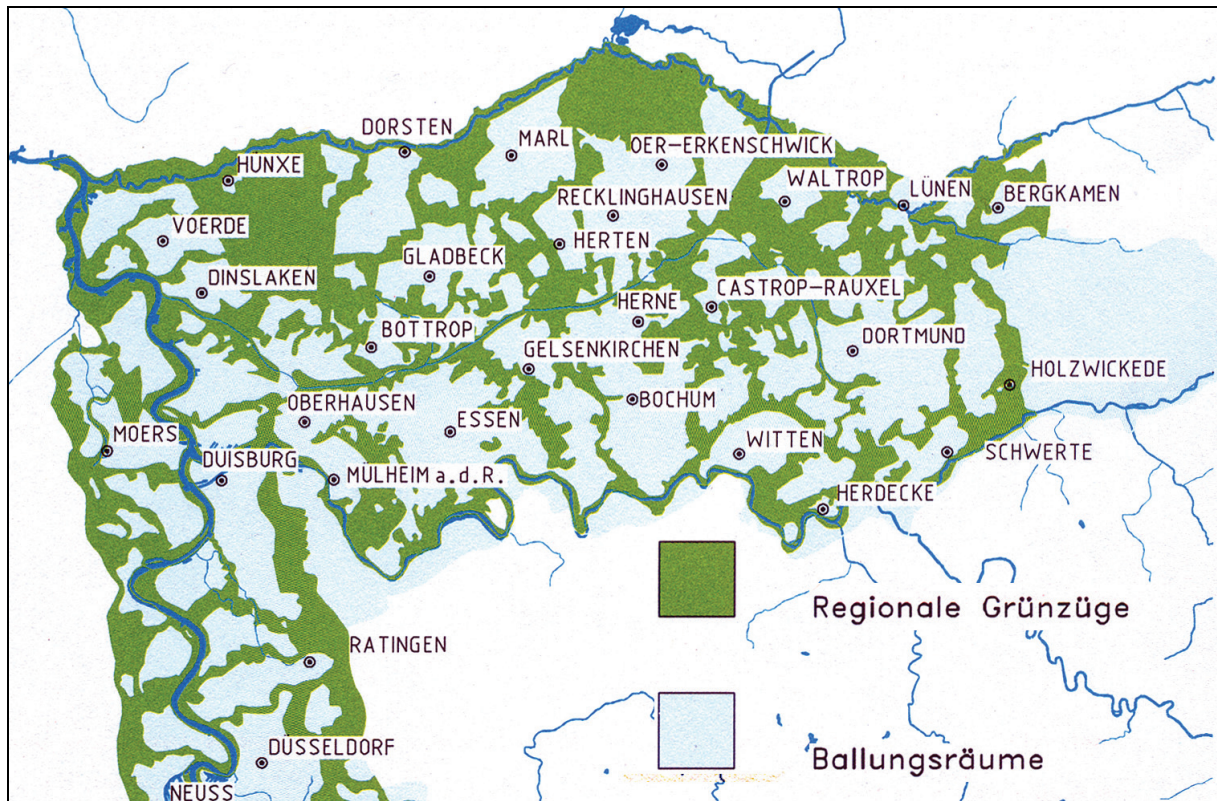


Abb. 10: Regionale Grünzüge in den Ballungsräumen entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 89)

Neben den Regionalen Grünzügen, welche den urbanen Agglomerationskern der Metropole Ruhr mit den umliegenden Landschaftsräumen verbinden, sieht der Entwurf des Landschaftsprogramms ein aus Industrie- und Verkehrsbrachen, Halden, Bergsenkungen, Fließgewässer- und Siepenresten, Grünland-, Ackerland- und Waldresten sowie Stadtbiotopen bestehendes „Ballungsraum-Biotopnetz“ vor (vgl. S. 56 Abb. 11). Die Biotope dieses Netzes sind größtenteils voneinander strukturell isolierte Trittsteine.

Wie das folgende Zitat illustriert, macht der Entwurf des Landschaftsprogramms deutlich, dass der durch ein Biotopverbundsystem angestrebte funktionale Verbund von Populationen und Biotopen über metrische Distanzen operationalisiert wird. Dieses geschieht jedoch, ohne dass der Konzeption des Biotopverbundes eine definierte Methode metrischer Distanzanalysen zugrunde liegt:

„Die Laichhabitats der Laubfrösche im gleichen Biotop sollen nicht mehr als 2-5 km auseinander liegen. Gleiches gilt für unterschiedliche Biotoptypen, die in funktionalem Zusammenhang z.B. als Teillebensräume für Tierarten mit differenzierten Habitatansprüchen stehen.“

(MURL 1997: 72)

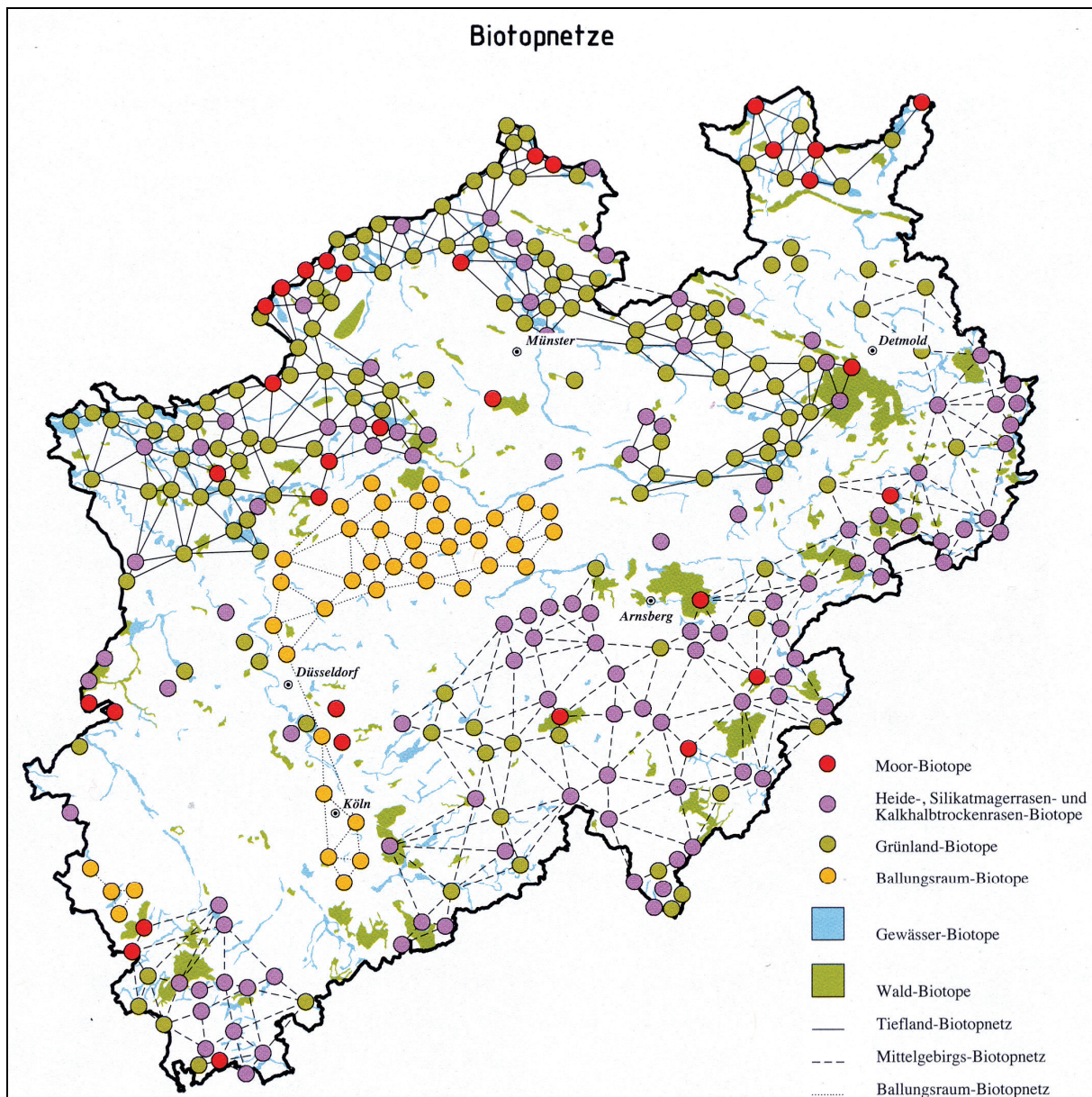


Abb. 11: Biotopnetze entsprechend dem Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (verändert nach MURL 1997: 92)

Für die Konkretisierung eines Regionalen Biotopverbundsystems der Metropole Ruhr lassen sich aus dem Entwurf des Landschaftsprogramms drei Aufgabenschwerpunkte ableiten:

- Konkretisierung der Regionalen Grünzüge als Verbindungen zwischen den landesweit bedeutsamen Auenkorridoren entlang der Lippe und der Ruhr
- Konkretisierung der landesweit bedeutsamen Auenkorridore entlang des Rheins, der Lippe und der Ruhr
- Konkretisierung des Ballungsraum-Biotopnetzes

3.2.2.2 Regionales Biotopverbundsystem

Die Ermittlung der für den Biotopverbund bedeutsamen Flächen im Rahmen des Fachbeitrages gem. § 15a LG baut auf einer landschaftsräumlichen Gliederung des Planungsraumes auf. Die landschaftsräumliche Gliederung benennt in Bezug auf die natürliche Ausstattung sowie die kulturelle (industrielle) Überformung relativ homogene Räume. Für jeden Landschaftsraum werden die von Natur aus seltenen und im Zuge der Kulturlandschaftsgenese selten gewordenen sowie die landschaftstypischen und repräsentativen Lebensraumtypen und Leitarten herausgearbeitet. Ein spezifisches Leitbild

formuliert die naturschutzfachlichen Zielvorstellungen für jeden Landschaftsraum und dient als Grundlage für die Konkretisierung des Biotopverbundes (vgl. Hübschen & Schmidt 1997 sowie LÖBF 1999). Die folgende Tabelle 2 stellt die Aussagen für den „Landschaftsraum 1“, das „Zentrale Ruhrgebiet“, exemplarisch vor:

Leitbild des Fachbeitrages gem. § 15a LG für das zentrale Ruhrgebiet	
Leitbild	<p>Der urban-industrielle Verdichtungsraum wird von einem Biotopnetz (z. T. Trittsteinbiotop) durchsetzt, das sich aus naturbetonten Biotopen (z. B. alte Wälder), Elementen der traditionellen Kulturlandschaft (z. B. Grünland-Kleingehölz-Komplexe) sowie urban-industriellen Lebensräumen (alte Parks und Friedhöfe, Industriebrachen und Halden, Bergsenkungen) zusammensetzt. Letztere entwickeln sich durch gezielte Rekultivierung oder natürliche Sukzession zu bedeutsamen Sekundärlebensräumen, die auch der Naherholung dienen. Sie werden durch das allmählich renaturierte Emschersystem miteinander vernetzt.</p> <p>In den urbanen Randzonen werden die wertvollen Lebensräume über die land- und forstwirtschaftlich genutzten Bereiche zu Freiraumkorridoren verbunden, die den Ballungsraum mit den ländlich geprägten Regionen verbinden. Die ertragreichen Lößböden an den Siedlungsrändern werden nachhaltig landwirtschaftlich genutzt.</p>
Leitarten	<ul style="list-style-type: none"> • Parks, Friedhöfe: Grünspecht, Nachtigall, <i>Luzula campestris</i> • Industrie-, Zechen- und Gleisbrachen, Halden: Flußregenpfeifer, Haubenlerche, Steinschmätzer, Kreuzkröte, <i>Buddleia davidii</i>, <i>Senecio inaequidens</i>, <i>Centaurium pulchellum</i>, <i>Aira praecox</i>, <i>Inula graveolens</i>, <i>Saxifraga tridactylites</i> • Acker: Rebhuhn • Grünland-Gehölze-Komplexe: Dorngrasmücke, Goldammer, Wasserfrosch • Talauen: Feuersalamander, Kleinspecht, <i>Caltha palustris</i> • Wälder: Hohлтаube, Buntspecht, <i>Maianthemum bifolium</i> • Kanal: Potamogeton nodosus • Emscher: Barbe, Brasse
Ziele und Maßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Erhaltung und Entwicklung der urban-industriellen Lebensräume als Kernflächen des Biotopverbundes im Ballungsraum durch <ul style="list-style-type: none"> - Naturnahe Rekultivierung bzw. natürliche Sukzession im Bereich der Halden, Industrie- und Verkehrsbrachen, sowie in Bergsenkungsgebieten, - Steigerung der Naturnähe von Parks, Friedhöfen und Gärten, alter Villen und Herrensitze, Erhaltung und Entwicklung der Elemente der traditionellen Kulturlandschaft wie Grünland-Kleingehölz-Komplexe mit naturnahen Elementen, • Erhaltung und Entwicklung naturnaher, bodenständiger Wälder durch <ul style="list-style-type: none"> - Naturnahe Waldbewirtschaftung, - Entwicklung von Alt- und Totholzanteilen, • Entwicklung der Fließgewässer zu einem System mit naturnahem Charakter ohne Wanderbarrieren, • Sicherung der fruchtbaren Lößböden durch <ul style="list-style-type: none"> - Nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung u. a. durch Anlage breiter Feldraine • Erhaltung und Entwicklung von Feldraumkorridoren, u. a. aus Gründen des Klimaausgleichs

Tab. 2: Leitbild des Fachbeitrages gem. § 15a LG NW für das zentrale Ruhrgebiet (Zusammenstellung von Inhalten nach Hübschen & Schmidt 1997)

Die Erarbeitung der Biotopverbundplanung im Zuge der Fachbeiträge gem. § 15a LG durch das LANUV basiert neben den für Landschaftsräume erarbeiteten Leitbildern primär auf Informationen über den Bestand an Schutzgebieten, insb. der gemeldeten FFH- und

Vogelschutzgebiete, dem Kataster schutzwürdiger Biotope sowie auf Verbreitungsdaten von gefährdeten Tier- und Pflanzenarten. Als ergänzende Informationen werden Planwerke der Landes-, Regional-, und Kommunalebene, historische Karten und Luftbilder sowie verfügbare Daten in Bezug auf Geologie, Böden, Geländemorphologie und Wasserverhältnisse sowie Landnutzungen berücksichtigt (vgl. Genkinger et al. 2008 sowie LÖBF 1999). „Geländekontrollen finden nur in begrenztem Umfang statt“ (LÖBF 1999: 8).

Flächen für den Biotopverbund werden nach ihrer Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz in zwei Wertstufen unterschieden (vgl. Genkinger et al. 2008: 19). Dabei werden neben Flächen, welche für den Biotopverbund aktuell von Bedeutung sind, auch Flächen dargestellt, die Entwicklungspotential aufweisen. Weiterhin werden Pufferflächen berücksichtigt. Folgende Wertstufen werden unterschieden:

1. Flächen von „herausragender Bedeutung“: Zur Sicherung als Bereich für den Schutz der Natur in der Regionalplanung (Vorranggebiet) bzw. als Naturschutzgebiet:
 - a. Gebiete von internationaler Bedeutung: Alle Gebiete internationaler Schutzgebietskategorien.
 - b. Gebiete von nationaler Bedeutung: Gesamtstaatlich repräsentative Flächen wie bspw. große Waldnaturschutzgebiete sowie die großen Flussauen.
 - c. Gebiete von landesweiter Bedeutung: Relativ vollständige Ausschnitte der charakteristischen Ökosysteme Nordrhein-Westfalens, großflächige Gebiete aus Förderprogrammen des Naturschutzes sowie Gebiete, in deren ein für eine Region des Landes repräsentativer Biotoptypenkomplex ausgebildet ist.
 - d. Gebiete von regionaler Bedeutung: Biotopkomplexe, die für die jeweilige Großlandschaft wichtige Funktionen übernehmen, indem sie die charakteristischen, typischen Eigenarten des jeweiligen Raumes repräsentieren bzw. für den jeweiligen Raum eine außerordentliche Seltenheit besitzen.
2. Flächen mit „besonderer Bedeutung“: Zur Sicherung als Bereich für den Schutz der Landschaft (Vorbehaltsgebiet) in der Regionalplanung bzw. als Landschaftsschutzgebiet sowie als Kulisse für Förderprogramme und Kompensationsmaßnahmen. Diese Flächen verknüpfen die naturschutzwürdigen Bereiche in Form von Verbindungsflächen und Trittsteinen.

Für die Metropole Ruhr hat der KVR (heute RVR) ein „Regionales Freiraumsystem Ruhrgebiet (RFR)“ erarbeitet, welches die Fachbeiträge des LANUV gem. § 15a LG ergänzt. Das RFR ist ein informelles Planungsinstrument, welches das räumliche Ordnungsmodell der Regionalen Grünzüge des GEP von 1966 zu einem Konzept für ein flächendeckendes Freiraumsystem weiterentwickelt (vgl. KVR 1998).

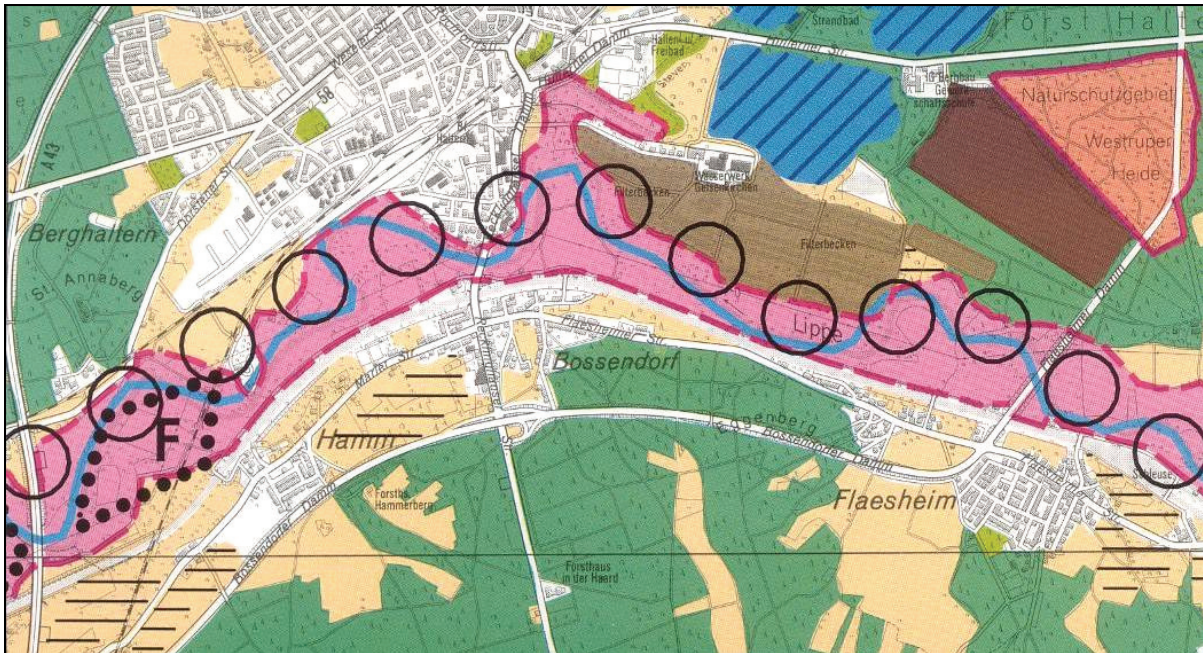


Abb. 12: Biotopverbundkorridor entlang der Lippeaue im „Regionalen Freiraumsystem Ruhrgebiet“ (KVR 1998)

Das räumlich-strukturelle Leitbild des RFR wird durch textliche Ziele und durch Themenkarten in Bezug auf unterschiedliche Freiraumfunktionen konkretisiert. Neben den Themenkarten „Freizeit und Erholung“, „Klima und Luftthygiene“ sowie „Raum- und siedlungsstrukturelle Gliederung“ liegt auch eine Themenkarte „Arten- und Biotopschutz“ vor.

Der KVR nahm in den 90er Jahren das Landesprogramm „Natur 2000“ (vgl. MURL 1994) zum Anlass für eine umfangreiche Neubearbeitung der Themenkarte 1 „Arten – und Biotopschutz“ des ursprünglichen RFR von 1985. Die Entwicklung einer Konzeption für ein Freiraum- bzw. Biotopverbundsystem bildete einen Schwerpunkt dieser Neubearbeitung. Biotopverbund wurde im Rahmen des RFR als struktureller Verbund von Freiflächen unterschiedlicher Art und Nutzungsintensität, also ausdrücklich nicht im Sinne einer funktionalen Konnektivität zwischen Kernflächen, verstanden.

Die neu bearbeitete Themenkarte 1 klassifiziert den Freiraum im Verbandsgebiet des heutigen RVR flächendeckend in Bezug auf seine bestehende Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz sowie in Bezug auf seine Entwicklungsmöglichkeiten für die Schaffung eines Biotopverbundes. Unterschieden werden Erhaltungs- und Sicherungsflächen, Optimierungs- und Entwicklungsbereiche sowie Entwicklungsachsen für den Biotopverbund (vgl. Abb. 12). Das RFR enthält allerdings nur äußerst vage Aussagen zu der Frage, ob bzw. wo Maßnahmen durchgeführt werden sollen.

Freiflächen mit guter Ausstattung an Struktur- und Biotoperelementen sowie Freiflächen, auf denen eine Entwicklung linearer und kleinflächiger Landschaftselemente möglich erscheint, bilden ein achsenartiges Gerüst für den Biotopverbund:

Die Flusskorridore der großen Flüsse Rhein, Ruhr und Lippe stellen die Entwicklungsachsen für den landesweiten Biotopverbund dar. Die in Nord-Süd Richtung verlaufenden Achsen des regionalen Biotopverbundes lehnen sich an die erweiterten Regionalen Grünzüge an. Die ebenfalls dargestellten Entwicklungsachsen für einen kommunalen Biotopverbund verbinden diese Achsen unter besonderer Einbeziehung von Kleinstrukturen, Kleinbiotopen, innerstädtischen Grünflächen und zu optimierenden Bereichen. Das dargestellte Verbundsystem steht damit in der Tradition des von Schmidt (1912) für das Ruhrgebiet entworfenen Freiraumsystems (vgl. Kap. 3.2.3.1).

3.2.2.3 Lokales Biotopverbundsystem

Da sich die örtliche Landschaftsplanung in Nordrhein-Westfalen ausschließlich auf den baulichen Außenbereich gem. § 35 BauGB bezieht, kann die örtliche Landschaftsplanung zum Biotopverbund im Agglomerationsraum keine flächendeckenden Aussagen treffen.

Im urbanen Raum bzw. im Innenbereich gem. § 34 BauGB konnten bis zur Novelle des Landschaftsgesetzes vom 19. Juni 2007 vom LANUV Stadtökologische Fachbeiträge (STÖB) gem. § 15a Abs. 3 LG NW (alt) als fachgutachtliche Empfehlungen erarbeitet werden. Mit der Novelle des Landschaftsgesetzes vom 19. Juni 2007 wurde die Möglichkeit zur Erarbeitung von STÖB jedoch wieder abgeschafft. Die regionale Ebene stellt damit im baulichen Innenbereich der Metropole Ruhr die differenzierteste Ebene der Landschaftsplanung dar, auf der flächendeckende Aussagen zu einem Biotopverbundsystem bestehen.

Das Instrument der Stadtökologischen Fachbeiträge verfolgte zwei gleichberechtigte Ziele:





- Erhöhung der Lebensqualität des Menschen in der Stadt
- Verbesserung der Lebensbedingungen für wildlebende Tiere und Pflanzen im Siedlungsbereich

Kern eines STÖB ist die Darstellung eines Freiraumsystems im baulichen Innenbereich mit Anschluss an die freie Landschaft. Die Aussagen der STÖB erstrecken sich daher auch auf den baulichen Außenbereich.






Für die Grundlagenerhebung bei der Erstellung von Stadtökologischen Fachbeiträgen wurde von der LÖBF (dem heutigen LANUV) eine Anleitung zur Stadtbiotopkartierung erarbeitet (vgl. LÖBF 2004a). Es existiert jedoch keine methodisch definierte Vorgehensweise zur Ableitung von planerischen Aussagen aus den erhobenen Grundlagen. Die Zusammenstellung der Grundlageninformationen sowie die Ableitung von planerischen Aussagen wurden bei der Erstellung von STÖB grundsätzlich den Bedürfnissen der Adressatengemeinde angepasst. Einzelne Stadtökologische Fachbeiträge können sich daher methodisch und inhaltlich unterscheiden.

Landesweit liegen für zehn Städte und Gemeinden Stadtökologische Fachbeiträge vor. Von diesen Städten liegt keine im Agglomerationskern der Metropole Ruhr. Nur der STÖB für die Stadt Herdecke bearbeitet ein Gebiet im durch das System der Regionalen Grünzüge betroffenen Raum zwischen Ruhrtal und Lippeaue (vgl. LÖBF 2004b).



Urbanes Freiraum- und Biotopverbundsystem im STÖB Herdecke (LÖBF 2004b)

-  Flächen mit herausragender Bedeutung für ein landesweites Biotopverbundsystem
-  Flächen mit besonderer Bedeutung für ein regionales Biotopverbundsystem
-  Flächen mit besonderer Bedeutung für ein lokales Biotopverbundsystem
-  Flächen mit Bedeutung für ein lokales Biotopverbundsystem

Schutzgebiete / Schutzgebietsvorschläge

-  FFH-Gebiet
-  Naturschutzgebiete/Naturschutzgebiets-Vorschläge (Biotopkaster NRW)
-  Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG NRW
-  Geschützter Landschaftsbestandteil
-  Schutzwürdige Biotope (Biotopkaster NRW)

Nachrichtliche Darstellung

-  Quellen
-  Süß- und Fließgewässer

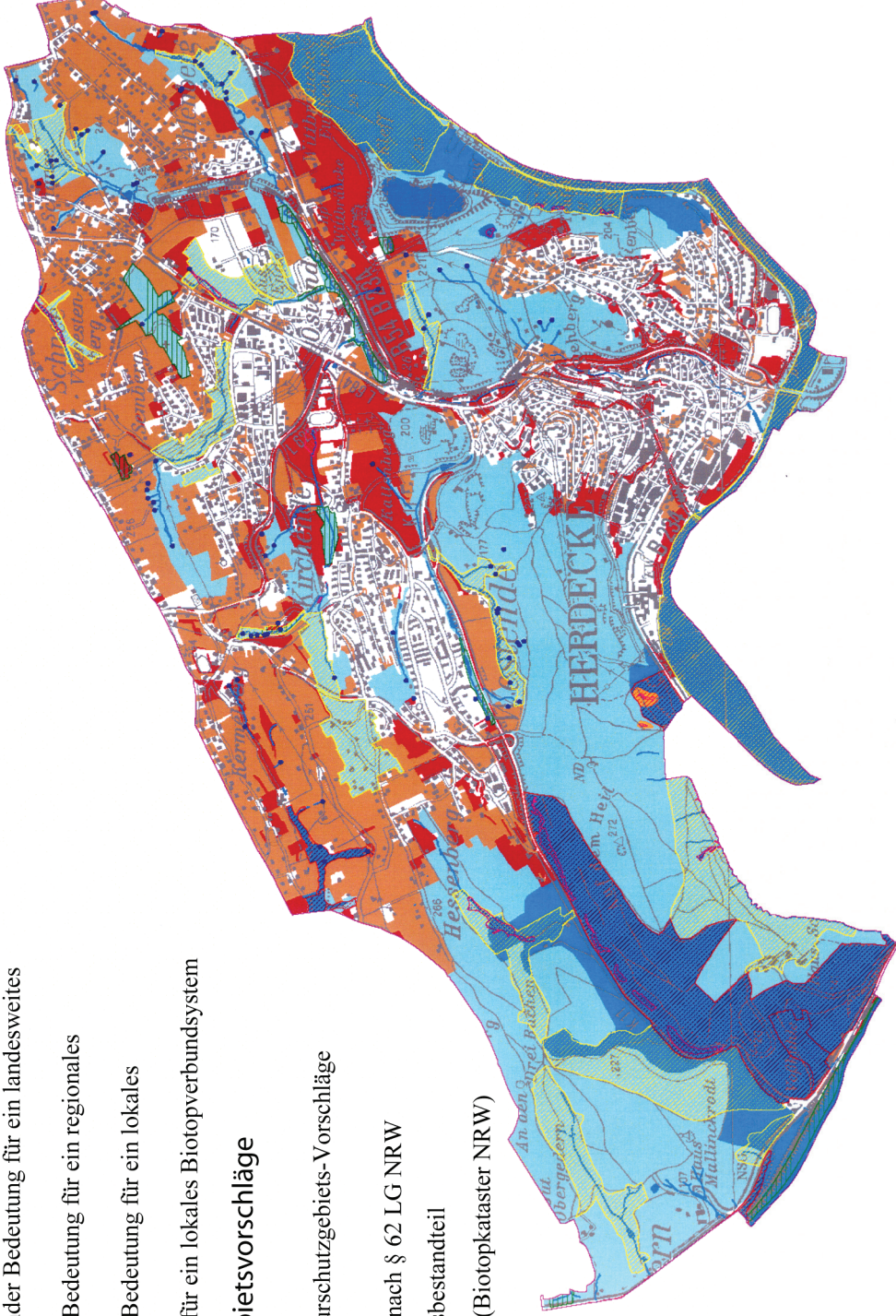


Abb. 13: Urbanes Freiraumsystem im STÖB Herdecke (verändert nach LÖBF 2004b)

In der Karte „Flächen für den Aufbau eines Biotopverbundsystems in der Stadt Herdecke“ (vgl. S. 61 Abb. 13) werden die räumlichen Erfordernisse des Biotopverbundes dargestellt. Es werden folgende Darstellungen unterschieden:

- Flächen mit herausragender Bedeutung für ein landesweites Biotopverbundsystem (dunkelblau):
 - Alle Gebiete mit internationalen Flächenschutzkategorien und gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung (FFH, Ramsar, IBA, CORINE-Gebiete)
 - Die räumlich konkretisierten Gebiete für den Schutz der Natur die im Landesentwicklungsplan (LEP) festgesetzt sind
 - Naturschutzgebiete und von Seiten der LÖBF zur Ausweisung als Naturschutzgebiet vorgeschlagene Gebiete
 - Gesetzlich geschützte Biotope gem. § 62 LG NW
 - Notwendige Ergänzungsflächen des landesweiten Biotopverbundsystems mit hohem Entwicklungspotenzial
- Flächen mit besonderer Bedeutung für ein regionales Biotopverbundsystem (hellblau):
 - Geschützte Landschaftsbestandteile gem. § 23 LG NW
 - Schutzwürdige und potentiell schutzwürdige Verbindungsflächen und Trittsteine
 - Gesetzlich geschützte Biotope gem. § 62 LG NW soweit sie nicht von landesweiter Bedeutung sind
 - Notwendige Ergänzungsflächen des regionalen Biotopverbundsystems mit Entwicklungspotenzial
- Flächen mit besonderer Bedeutung für ein lokales Biotopverbundsystem (rot):
 - Innerstädtische Waldflächen
 - Forst- und landwirtschaftliche Flächen soweit sie zu einem lokalen Biotopverbund beitragen können
 - Breite Gebüsch- und Gehölzstreifen im Siedlungsbereich
 - Struktureiche Brachflächen, Friedhöfe, Kleingärten und Grabeland sowie Grünflächen
 - Alte Hofanlagen mit Obstwiesen oder -gärten
- Flächen mit Bedeutung für ein lokales Biotopverbundsystem (ocker):
 - Baulücken
 - Strukturarme Friedhöfe
 - Gehölz- und Gebüschstreifen soweit sie nicht von besonderer Bedeutung für ein lokales Biotopverbundsystem sind
 - Struktureiche Gärten und struktureiches Abstandsgrün auf Flächen mit einem Versiegelungsgrad bis max. 25%
 - Alleen und Baumreihen entlang der Verkehrsstraßen
 - Alle Standorte mit Wiesen- und Weidennutzung, soweit sie nicht von besonderer Bedeutung für ein lokales Biotopverbundsystem sind

Die Auswahl von Flächen erfolgt grundsätzlich ohne dass eine Analyse der Funktion einer Fläche für einen funktionalen oder strukturellen Biotopverbund durchgeführt wurde, was aufgrund der Auswahlkriterien allerdings auch nicht notwendig ist. Eine Ausnahme hiervon stellt die Ausweisung von Ergänzungsflächen des landesweiten und regionalen Biotopverbundsystems dar. Die Entscheidung, wann und wo die Notwendigkeit solcher Ergänzungsflächen besteht, ist jedoch analytisch nicht nachvollziehbar hinterlegt.

3.2.3 Regionale Grünzüge der Metropole Ruhr

3.2.3.1 Historische Entstehung

Erste Ansätze einer systematischen urbanen Freiraumplanung sind bereits bei Friedrich Ludwig von Sckell in München in Verbindung mit dem Architekten Leo von Klenze gegen Ende des 18. Jahrhunderts und bei Peter Joseph Lenné in Verbindung mit Karl Friedrich Schinkel Anfang des 19. Jahrhunderts zu finden. Die zwingende Notwendigkeit städtischer Freiraumplanung wurde jedoch erst in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts vor dem Hintergrund der Industrialisierung erkannt (vgl. Klaffke 2005).

In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts vollzog sich der Übergang von einer hauptsächlich agrarisch geprägten zu einer Industriegesellschaft. 1871 lebten 36,1 % der Bevölkerung Deutschlands in Städten, 1914 bereits 60,1 % (vgl. Fürst et al. 1999).

Die zunächst in England rasant wachsenden Industriestädte waren aufgrund der negativen Folgen der Industrialisierung bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts von technischer und ökonomischer Funktionsunfähigkeit bedroht: Niedrige Arbeitsproduktivität aufgrund katastrophaler Gesundheits- und Wohnverhältnisse sowie unverträgliche Nutzungsmischungen führten zu Streiks und Unruhen in den Arbeitervierteln (vgl. Fürst et al. 1999). Stadtluft machte nun krank statt frei. Der von Baumeister (1876) mustergültig dargestellte Städtebau der Industrialisierung, welcher zum Bau großer und hoch verdichteter Wohngebiete geführt hatte, hatte sich als Irrweg herausgestellt.

Die landschaftliche und städtebauliche Situation des Ruhrgebietes wird zu Beginn des 20. Jahrhunderts folgendermaßen beschrieben:

„Vor allem fällt [...] das Gebiet des Kohlenbergbaus und der Montanindustrie zwischen Ruhr und Emscher über den Rhein-Herne-Kanal hinaus in machtvoller Breite und Länge auf. Es schneidet den Bezirk in zwei Teile, durchsetzt von industriellen Großanlagen der Kohlezechen und Hüttenwerke mit ihren qualmenden Schornsteinen, klappernden Fördertürmen, staubenden Schlackehalden, giftigen Hochofengasen, lärmenden Dampfämmern und Schlagwerken, eine ernste Arbeitsstädte: Stadt reiht sich an Großstadt, keine zusammenhängende Feldmark ist mehr vorhanden. Das ursprüngliche Grün der Natur, die Wälder, sind im wesentlichen vernichtet, und doch ist das Gebiet noch heute voll landschaftlicher Schönheit. In den reich und wellig gestalteten, geschwungenen Landschaftssilhouetten gibt es eine Fülle von Motiven zu gesunder künstlerischer Gestaltung der Ansiedlungen. Zur Schaffung reizvoller Perspektiven und Fernblicke, zur Erhaltung und Ergänzung der so notwendigen Grünanlagen, die bedingungslos der Industrie oder der häufig erbarmungslosen Bauspekulation anheimgefallen sind, finden sich noch überall Baumgruppen und Wiesenflächen, Talmulden und Hügel.“

(Schmidt 1912: 68)

In der Folge gesundheitlicher und sozialer Missstände wurden neue städtebauliche Leitbilder erarbeitet, von denen sich das erstmalig 1898 von Howard publizierte Konzept der „Gartenstadt“ als das einflussreichste erwies. Die „Gartenstadt“ ist als wichtige gedankliche Grundlage für die von Schmidt im Jahr 1912 publizierte „Denkschrift“ zur Entwicklung des Ruhrgebietes zu betrachten.

Die Idee der Gartenstadt stellte nicht nur ein städtebauliches Leitbild dar, sondern war vorwiegend als ein sozialreformerisches Konzept angelegt. Die sozial- und bodenpolitischen Forderungen fanden im Gegensatz zu den städtebaulichen Prinzipien kaum Beachtung. Das städtebauliche Konzept der Gartenstadt wendete sich gegen den Prozess der Zersiedelung der Landschaft sowie gegen die Ausbreitung von Siedlungsstrukturen entlang von Verkehrswegen. Das polyzentrische stadtstrukturelle Modell sah eine Zentralstadt vor, die von sechs kleineren durchgrüneten Städten umgeben war (vgl. S. 64 Abb. 14).

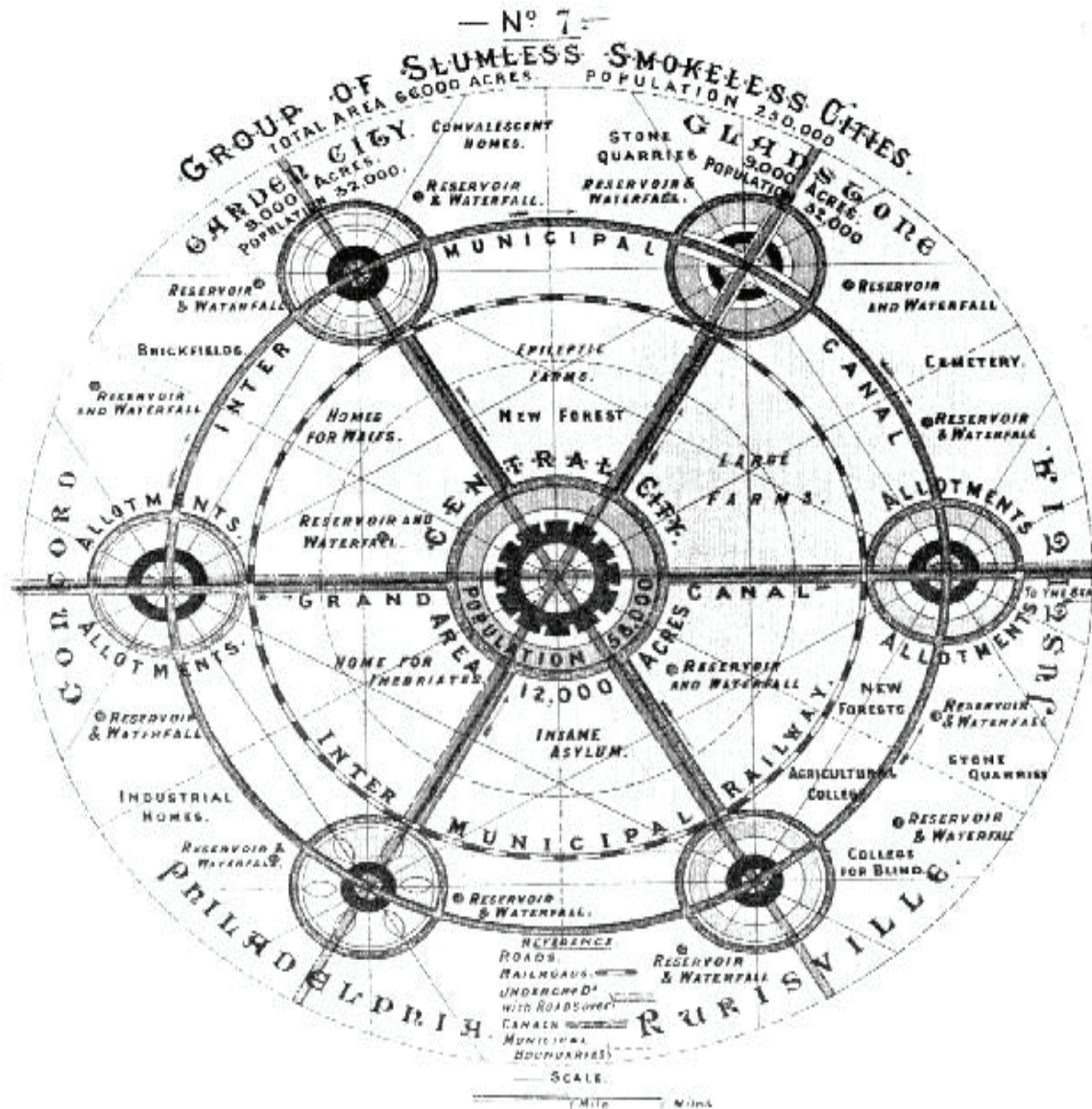


Abb. 14: Stadtstrukturelles Modell der Gartenstadt nach HOWARD 1898

Das Wachstum der Siedlungsflächen sollte durch einen umliegenden Grüngürtel sowie durch Grenzwerte für die maximale Einwohnerzahl, für Siedlungsflächenanteile sowie für die Wohndichte definiert werden. In Deutschland wurden die städtebaulichen Prinzipien der Gartenstadt erstmalig 1906 in Essen beim Bau der für 16.000 Einwohner konzipierten „Siedlung Margarethenhöhe“ umgesetzt.

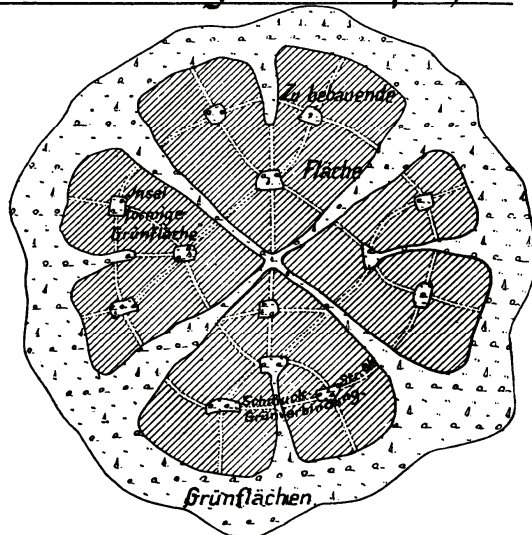
Vor dem Hintergrund der zu dieser Zeit auch in deutschen Industriegebieten wie dem Ruhrgebiet deutlich hervortretenden sozialen und hygienischen Probleme wurde 1910 bei der Bezirksregierung Düsseldorf ein interkommunaler Ausschuss eingerichtet. Ziel war es, „die Frage der Grünflächen planmäßig zu lösen. Eine Frage, mit der sich bisher jede Gemeinde individuell und unabhängig von der anderen, ihrer Lage, ihrer Bedeutung und ihrem Entwicklungsgang entsprechend mit mehr oder weniger Erfolg beschäftigt oder auch nicht beschäftigt hatte“ (Schmidt 1912: Vorwort).

Aus dem interkommunalen Ausschuss entwickelte sich im selben Jahr die „Grünflächenkommission“. Ihre Absicht bestand zunächst darin, einen „Nationalpark“ als ein das Industriegebiet durchziehendes System aus Wiesen- und Waldgürteln einzurichten. Die Planung der Hauptverkehrswege wurde als mit der Entwicklung der Grüngürtel untrennbar verknüpft betrachtet. Ziel war es zunächst festzustellen, „was der Bevölkerung des Bezirkes an Erhaltung und Schaffung von Grünflächen, Spiel- und Sportplätzen, Wander- und

Verkehrswegen Not tut“ (Schmidt 1912: Vorwort). Zu diesem Zweck wurde der Beigeordnete der Stadt Essen, Robert Schmidt, mit der Ausarbeitung einer Denkschrift beauftragt. Das Ergebnis enthält über die freiraumplanerische Konzeption der Regionalen Grünzüge hinaus die gedanklichen Vorarbeiten der heutigen Struktur eines Regionalplans (vgl. Hinüber 2005). Schmidt sah eine sich zwingend aus der Thematik ergebende Notwendigkeit, über die ursprünglich gestellte Aufgabe hinauszugehen und neben den Themenfeldern Grünflächen und Verkehr die Frage der Siedlungsstruktur integriert zu bearbeiten. Da die Forderungen der auf diese Weise thematisch erweiterten Denkschrift nicht die vollständige Zustimmung des Ausschusses fanden, wurde sie (nur) als Dissertation veröffentlicht (vgl. Schmidt 1912: Vorwort).

Die Forderung nach Grünflächen wurde in der Hauptsache mit ihrer Funktion für die Gesundheit der Bevölkerung begründet, welche darüber hinaus auch für die Forderung nach einer freien und luftigen Stadtstruktur durch Beschränkung der Geschosshöhe, Freihaltung des Inneren der Baublocks sowie durchgehende rückwärtige Baulinien ausschlaggebend war. Große zusammenhängende „Feiertagsgrünflächen“ der am Rand der Städte liegenden „Wald- und Wiesengürtel“ sollten ein größeres Einzugsgebiet abdecken. Hieraus leitete Schmidt die Forderung ab, die Verkehrsanbindung der „Wald- und Wiesengürtel“ zu verbessern und sie durch Wanderwege an ein quartiersnahe Freiraumsystem anzubinden. „Um die Großgrünflächen in die Stadt hineinzuziehen“ sollten diese Wanderwege in einem in Bezug auf die Stadtkerne radialen Freiraumsystem organisiert werden (vgl. Schmidt 1912: 71). Dieses räumliche Leitbild der städtischen Freiraumstruktur findet sich nahezu unverändert in aktuellen Konzeptionen wie bspw. dem Leitbild der radialkonzentrischen Freiraumstruktur der Stadt Dortmund wieder (vgl. Abb. 15).

Schematische Darstellung der Durchdringung einer Stadtanlage mit Grünflächen.



Radialkonzentrisches Freiraummodell der Stadt Dortmund

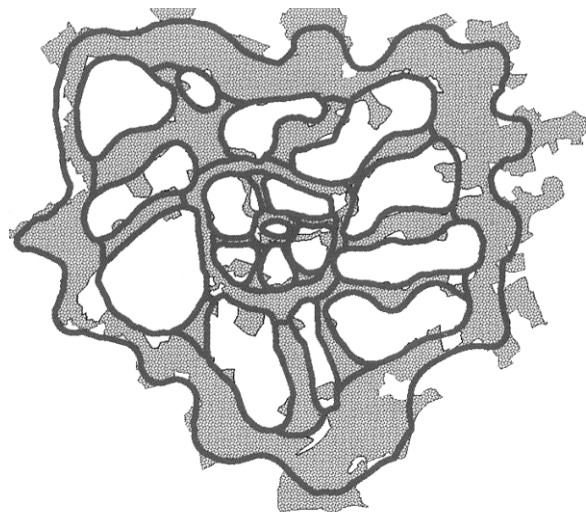


Abb. 15: Vergleich der schematischen Darstellung der Durchdringung einer Stadtanlage mit Grünflächen nach Schmidt (1912) mit dem aktuellen Leitbild einer radialkonzentrischen Freiraumstruktur der Stadt Dortmund (Neumeyer et al. 1998)

„Nach diesen Ausführungen sehen wir die Grünflächen in dreierlei Form vor uns, die ausgedehnten Flächen außerhalb der Ortslage, der Wald- und Wiesengürtel, die von ihm nach dem Stadtkern zu radial verlaufenden Grünzüge und endlich, als minderwertiger Ersatz für sie, die inselförmig auftretenden Grünflächen verschiedenen Umfangs. Als Bindeglieder und Zugänge zu ihnen erscheinen dann die Alleen und Schmuckstraßen mit Vorgärten.“

(Schmidt 1912: 66).

Die größeren, inselförmigen Grünflächen sollten Erholungs- und Spielplätze enthalten und von jedem Gebäude aus in fünf bis maximal zehn Gehminuten zu erreichen sein. Durch ihre Lage im Blockinneren sollten Synergieeffekte mit Privatgärten genutzt und Straßenbaukosten vermieden werden. Sie sollten insbesondere an den Ansprüchen der Kinder und Jugendlichen ausgerichtet werden (vgl. Schmidt 1912: 67).

Als Fazit seiner „Denkschrift“ forderte Schmidt die Erstellung eines „General-Siedlungsplanes“, da nur so den durch ein rasantes Bevölkerungswachstum ausgelösten Missständen begegnet werden könne. Der General-Siedlungsplan sollte die thematischen Felder Siedlungsfläche, Gewerbe- und Industriefläche, Grünfläche und Verkehr behandeln. Die mit der „Denkschrift“ publizierten Überlegungen Schmidts führten nach dem ersten Weltkrieg im Jahr 1920 zur Gründung des Siedlungsverbandes Ruhrkohlenbezirk (SVR), was Steinberg als „Geburtsstunde der Raumplanung in Deutschland“ betrachtet (Steinberg 1971: 3f).

3.2.3.2 Erstmalige planerische Festsetzung

Die vom Siedlungsverband in der Folge erarbeiteten General-Siedlungspläne (die Bezeichnung wurde mehrfach geändert) hatten zunächst den Charakter interner Arbeitsgrundlagen für vom Siedlungsverband zu treffende Entscheidungen wie bspw. für die „Verbandsfluchtlinien – und –Bebauungspläne“. Am 13.12.1966 trat dann der Gebietsentwicklungsplan für das Gebiet des SVR als erster in einem förmlichen Verfahren aufgestellter Regionalplan in der Bundesrepublik in Kraft (vgl. SVR 1970: 1). Mit dem Gebietsentwicklungsplan wurden erstmalig die sieben das Kerngebiet in Nord-Süd-Richtung gliedernden Regionalen Grünzüge (Grünzug A bis G von West nach Ost) behördenverbindlich festgesetzt (vgl. Abb 16 & S. 67 Abb. 17).

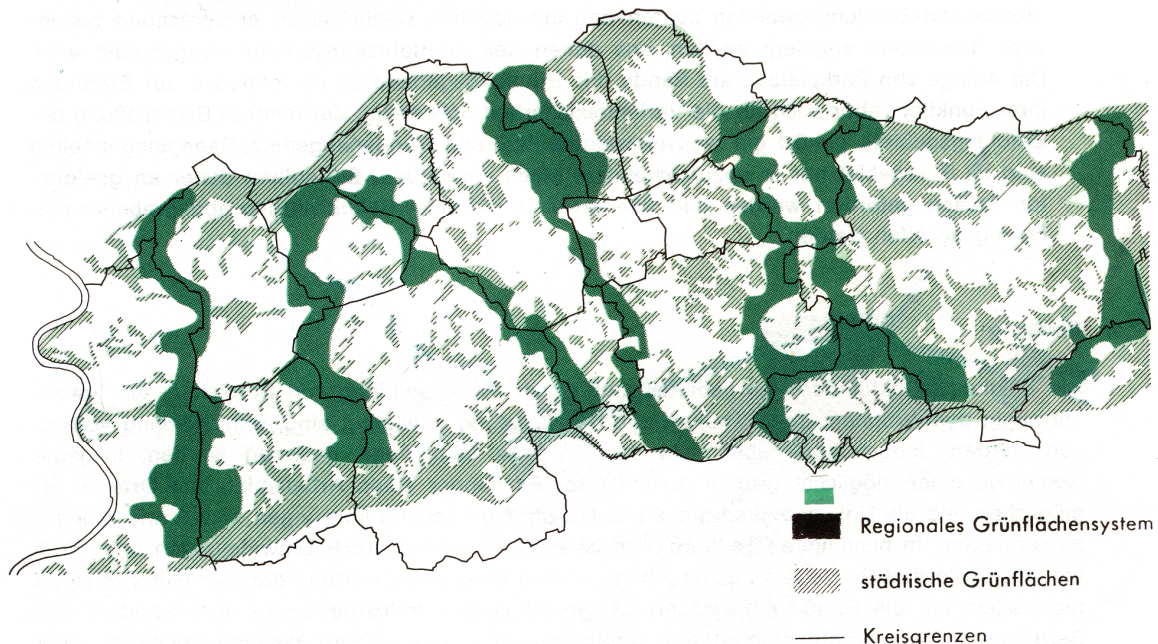


Abb. 16: Zusammenhang zwischen dem Regionales Grünflächensystem und den städtischen Grünflächen im 1966 in Kraft getretenen Gebietsentwicklungsplan (SVR 1970: 65).

Die textlichen Festsetzungen und Erläuterungen zum System der Regionalen Grünzüge greifen die von Schmidt bereits 1912 formulierten qualitativen Zielvorstellungen im Wesentlichen auf:

„Bei der Schaffung und Sicherung von Erholungsgebieten ist von den unterschiedlichen Erholungsbedürfnissen auszugehen. Insbesondere sind innerhalb der Wohngebiete und in deren Nachbarschaft ausreichende Erholungsflächen vorzusehen. Auch das Regionale Grünflächensystem im Kerngebiet ist entsprechend auszugestalten, soweit es lufthygienisch nicht zu stark belastet ist oder andere schwerwiegende Gesichtspunkte nicht entgegenstehen. Die regionalen Grünflächen sollen zwischen den dicht besiedelten Gebieten zusammenhängende Freizonen bilden und in ihrem Charakter als freie Landschaft die innerstädtischen Grün- und Erholungsgebiete ergänzen. Die Erholungsgebiete sind so zu erschließen, dass übermäßige Konzentrationen von Erholungssuchenden vermieden werden. Sie sollen durch private und öffentliche Verkehrsmittel schnell und billig vom Kerngebiet aus erreichbar sein. Die Wälder sollten, soweit nicht wichtige forstwirtschaftliche Erfordernisse entgegenstehen, den Erholungssuchenden zugänglich sein. Auf den Schutz der Gewässer ist Rücksicht zu nehmen“ (SVR 1970: 63).

„Das im Kerngebiet geplante Regionale Grünflächensystem ist infolge seiner engen Nachbarschaft zu den Wohngebieten zum großen Teil als Naherholungsgebiet geeignet. Die regionalen Grünflächen sind das heute noch fehlende Bindeglied zwischen innerstädtischen Grünflächen und den größeren, außerhalb der Kernzone liegenden Erholungsgebieten“ (ebenda : 64).

„Die stadtnahen Erholungsgebiete werden täglich aufgesucht. Dementsprechend sind hier Spiel- und Sportplätze für alle Altersstufen, Ruhebänke und Spazierwege notwendig“ (ebenda: 66).

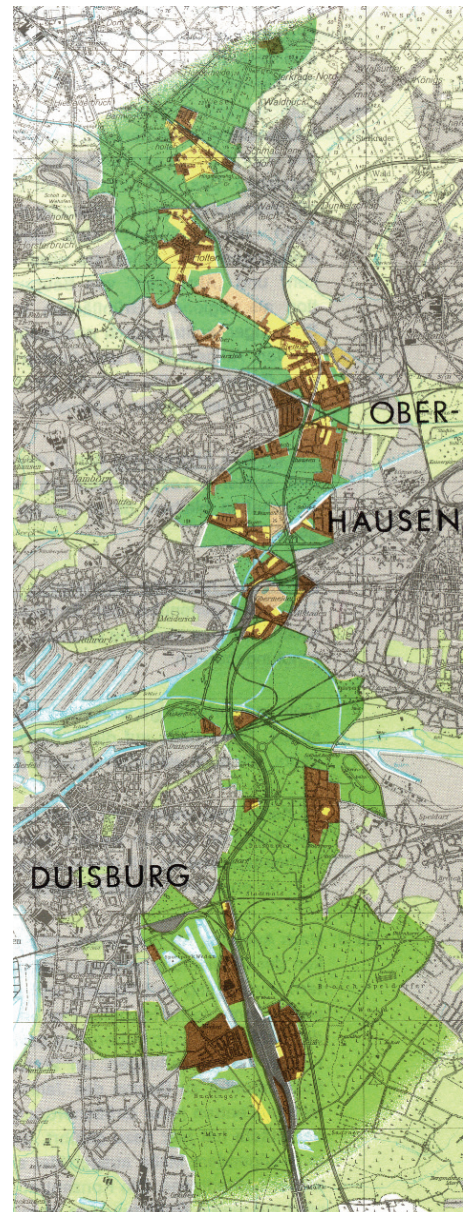


Abb. 17: Regionaler Grünzug A (SVR 1970: 71)

3.2.3.3 Regionale Grünzüge in der aktuellen Regionalplanung

Das „Ruhrgebiet“ bzw. das Plangebiet des Gebietsentwicklungsplanes von 1966 wurde im Jahr 1979 mit der Überführung des SVR in den KVR regionalplanerisch nach den Zuständigkeiten der Bezirksregierungen Düsseldorf, Münster und Arnsberg dreigeteilt. Die Sicherung der Regionalen Grünzüge erfolgt daher bis heute in drei Regionalplänen.

In sämtlichen Regionalplänen bedeutet die Darstellung als Regionaler Grünzug die Festsetzung eines Vorranggebietes (vgl. § 7 Abs. 4 ROG) welches eine behördenverbindliche raumordnerische Letztentscheidung darstellt, die keiner weiteren Abwägung mehr zugänglich ist. Ein Vergleich mit den Festsetzungen von 1966 zeigt, dass im Norden und Süden der ursprünglichen Konzeption sowie insb. im Gebiet links des Rheins in erheblichem Umfang zusätzliche Flächen dargestellt wurden, während die 1966 zwischen den Kernstädten bestehenden Grünzüge an manchen Stellen reduziert und an anderen erweitert wurden. Bei den Erweiterungsflächen im nördlichen Teil des Kernbereiches handelt es sich insb. um den im Zuge der Internationalen Bauausstellung (IBA) Emscher Park geschaffenen Ost-West Grünzug entlang der Emscher.

Ziele mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge in den aktuellen Regionalplänen		
Reg. Bez.	Teil	Ziele
Arnsberg (vgl. Bezirksregierung Arnsberg 2001 & 2004)	Oberbereich Dortmund-West	<p><u>Ziel 2 (Übergreifendes Planungsziel):</u></p> <ol style="list-style-type: none"> Als wesentlicher Bestandteil des Raumgefüges ist ein gestuftes, zusammenhängendes Freiflächensystem zu erhalten, auszugestalten und nach Möglichkeit zu erweitern. Dabei sind die noch vorhandenen großen zusammenhängenden Freiräume, insbesondere im Übergang zum Verdichtungsgebiet, mit den städtischen Freiflächen zu verknüpfen. Als wesentliche Bestandteile des regionalen Freiflächensystems sind vor allem im Ballungskern die Regionalen Grünzüge vor einer Besiedlung oder vor anderen beeinträchtigenden Nutzungen zu schützen. Die Regionalen Grünzüge sollen zur Herstellung ihrer Durchgängigkeit möglichst vergrößert und miteinander vernetzt werden. Ihre Verbindungen zur freien Landschaft sind zu sichern und im Rahmen der Bauleitplanung ist ein Verbund mit den innerörtlichen Grünflächen anzustreben.
	Oberbereich Bochum/ Hagen	<p><u>Ziel 1:</u></p> <ol style="list-style-type: none"> Freiraum darf nach den Vorgaben des LEPro und LEP NRW nur in Anspruch genommen werden, wenn diese Inanspruchnahme zur Deckung des Flächenbedarfs für siedlungsräumliche Nutzungen erforderlich ist. Sie muss flächensparend und umweltschonend erfolgen. Dem Leitbild einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung ist auf gemeindlicher Ebene Rechnung zu tragen, indem ein ausreichendes Angebot an Siedlungsflächen in konzentrierter, freiraumschonender und -verträglicher Form vorgehalten wird. Nicht mehr erforderliche oder umsetzbare Siedlungsflächen sind für Freiraumfunktionen zu sichern. Als Komplementärraum zu den Siedlungsbereichen und als wesentlicher Bestandteil des Siedlungsgefüges ist ein gestuftes, zusammenhängendes Freiflächensystem zu erhalten, auszugestalten und nach Möglichkeit zu erweitern. Dabei sind die noch vorhandenen großen zusammenhängenden Freiräume im Übergang zu den Siedlungsbereichen, insbesondere des Verdichtungsgebietes, mit den städtischen Freiflächen zu verknüpfen. Als wesentliche Bestandteile dieses regionalen Freiflächensystems insbesondere im Verdichtungsgebiet sind die Regionalen Grünzüge besonders zu schützen. Zur Herstellung ihrer Durchgängigkeit sind sie flächenmäßig zu vergrößern und untereinander zu vernetzen. Ihre Verbindung zur freien Landschaft ist zu gewährleisten. Im Rahmen der Bauleitplanung ist ein Verbund der innerörtlichen Grünflächen mit den Regionalen Grünzügen anzustreben.

Ziele mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge in den aktuellen Regionalplänen		
Reg. Bez.	Teil	Ziele
Düsseldorf (vgl. Bezirksregierung Düsseldorf 1999)		<p><u>Ziel 2 (Regionaler Grünzug):</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Die Regionalen Grünzüge sind als wesentliche Bestandteile des regionalen Freiraumsystems vor allem für die notwendigen Ausgleichsfunktionen der Verdichtungsgebiete gegen die Inanspruchnahme für Siedlungszwecke besonders zu schützen. 2. Die Regionalen Grünzüge sollen insbesondere die siedlungsräumliche Gliederung, den klimaökologischen Ausgleich, die Biotopvernetzung sowie die freiraumorientierte Erholung sichern. Sie sind ihrer Zweckbestimmung entsprechend zu erhalten und zu entwickeln. Planungen und Maßnahmen, die diese Aufgaben und Funktionen beeinträchtigen, sind auszuschließen; hiervon ausgenommen sind in begründeten Ausnahmefällen Einrichtungen der Infrastruktur und Nutzungen, die von der Sache her ihren Standort im Freiraum haben und nicht außerhalb der Regionalen Grünzüge verwirklicht werden können. 3. Die Regionalen Grünzüge sollen durch eine ökologische Aufwertung des Freiraumes, den Wiederaufbau von zerstörter oder beeinträchtigter Landschaft sowie durch die Vernetzung vereinzelt vorhandener ökologischer Potentiale entwickelt und verbessert werden. Zur Verbesserung der Umweltbedingungen ist hierbei insbesondere auf zusammenhängende ökologisch wirksame Verbindungsfunktionen hinzuwirken. Ein Verbund der innerörtlichen Grünflächen mit den Grünzügen ist im Rahmen der Bauleitplanung anzustreben.
Münster (vgl. Bezirksregierung Münster 2004)	Emscher-Lippe	<p><u>Ziel 1 (allgemeine, übergreifende Ziele) :</u> Nachhaltige Siedlungsentwicklung, Inanspruchnahme von Freiraum [...]</p> <ol style="list-style-type: none"> 7. Zu den Siedlungsbereichen ist als wesentlicher Bestandteil des Siedlungsgefüges ein gestuftes, zusammenhängendes Freiflächensystem (Komplementärraum) zu erhalten, auszugestalten und zu erweitern. Dabei sind die noch vorhandenen großen zusammenhängenden Freiraumbereiche im Übergang zu den Siedlungsbereichen, insbesondere zu den Ballungsräumen, mit den städtischen Freiflächen zu verknüpfen. Dies soll auch im Zusammenhang mit der ökologischen Verbesserung der Schmutzwasserläufe erfolgen. 8. Die durch weitere Freirauminanspruchnahme verbleibenden Freiflächen müssen eine Vielzahl von Komplementärfunktionen erfüllen. Daher sollen hohe Freiraumqualitäten gesichert und entwickelt werden. Um zu verhindern, dass der Freiraum eine unbedeutende Restgröße mit zufälligem Flächenzuschnitt wird, ist ein zusammenhängendes Freiflächensystem eine unabdingbare Voraussetzung. Erst dann kann er als so genannter weicher Standortfaktor seine Rolle im Strukturwandel erfüllen. 9. Als wesentliche Bestandteile dieses regionalen Freiflächensystems vor allem im Ballungsraum sind Regionale Grünzüge besonders vor der Inanspruchnahme zu Siedlungszwecken zu schützen. Zur Herstellung ihrer Durchgängigkeit sind sie flächenmäßig zu vergrößern und untereinander zu vernetzen. Ihre Verbindungen zur freien Landschaft sind sicherzustellen. Im Rahmen der kommunalen Bauleitplanung ist ein Verbund der innerörtlichen Grünflächen mit den Regionalen Grünzügen voranzutreiben.

Tab. 3: Ziele mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge in den aktuellen Regionalplänen

Trotz ihrer planerischen Sicherung (vgl. Tab. 3) dienten die Grünzüge als Verfügungsraum für Bandinfrastrukturprojekte wie Straßen, Abwasserkanäle und Leitungstrassen. In der Konsequenz sieht Walz die völlige Zerstückelung der Landschaft in einzelne Flächen zwischen Autobahnen, Gleisen, Halden, Deponien, Produktionsflächen und Siedlungsflächen als das kennzeichnende Element der Emscherzone an (vgl. Walz 1999: 74). Die Funktion der

Regionalen Grünzüge als Freiraumverbundkorridore wird heute durch die Häufung von Bandinfrastruktur, insb. von Autobahnen, innerhalb der Grünzüge erheblich eingeschränkt.

3.2.3.4 Der Emscher Landschaftspark

Ziel der im Mai 1988 durch die Landesregierung beschlossenen Internationalen Bauausstellung (IBA) Emscher Park war es, *„alte Industrieanlagen umzubauen, Landschaft zu erneuern und neue Standorte für die wirtschaftliche Entwicklung dieser Region aufzubereiten“* (vgl. Minister für Stadtentwicklung, Wohnen und Verkehr des Landes Nordrhein Westfalen o.J.: 5). Hintergrund war die damalige Überzeugung der Landesregierung, dass es sich bei der Emscherzone um den *„schwierigsten Teil des Ruhrgebiets“* handelte, der in besonderem Maße Gefahr lief, *„in den Schatten der künftigen sozialen und ökonomischen Entwicklung zu geraten.“* (ebenda: 7). Es sind keine Hinweise darauf erkennbar, dass diese Einschätzung heute grundsätzlich nicht mehr zutreffend sein könnte. Die IBA Emscher Park kann demnach als eine Rettungsmaßnahme für das nördliche Ruhrgebiet verstanden werden, welches sich ökologisch, ökonomisch und sozial in einer bedrohlichen Lage befindet. Schwarze-Rodrian (1996: 3) betont den Umfang der Aufgabe, der man sich gegenüber sieht: *„Mindestens zwei Generationen werden mit diesem Park ihre Arbeit haben, um die Schäden der Industrialisierung zu überwinden.“*

Im Rahmen der IBA fand zunächst eine intellektuelle Auseinandersetzung mit der Frage statt, um was für eine Art von Landschaft es sich bei der Emscherzone handelt: So betonte Neiss, man könne die Industrielandschaft nicht bereits deshalb als Kulturlandschaft betrachten, weil sie anthropogen überprägt sei, da man bei einer derart wertfreien Definition auch die Umgebung des Kernkraftwerkes Tschernobyl als eine besondere Form von Kulturlandschaft verstehen müsse. Der Emscher Landschaftspark bilde vielmehr erst den *„Transformationsprozess einer Industrielandschaft in eine industriell geprägte Kulturlandschaft“* (Neiss 1999: 34). Die zu Beginn der IBA vorgefundene Landschaft der Regionalen Grünzüge wurde weiterhin als „Restlandschaft“ klassifiziert. *„Dieser Begriff der Restlandschaft beschreibt nicht nur einen räumlichen Zustand, sondern er charakterisiert zugleich ein mentales Verhältnis. Er bezeichnet etwas ‚Übriggebliebenes‘ [...] Sie wird verwaltet, verpachtet und gelegentlich verkauft von Liegenschaftsabteilungen der Unternehmen und Kommunen, in der Regel ein administratives, ein anonymes Verhältnis“* (Schwarze-Rodrian 1996: 37f). Aus naturkundlicher Sicht sah Dettmar (1999: 134) in der *„Industrienatur das einzig Originäre, was in der Industrielandschaft neu entstanden ist“*.

Die IBA Emscher Park hatte das Ziel, die vorgefundene Mängellandschaft mit neuer Qualität zu füllen. Ihre diesbezügliche Strategie wurde über sieben Leitprojekte organisiert, von denen die ersten drei („Wiederaufbau von Landschaft – Der Emscher Landschaftspark“, „Ökologische Verbesserung des Emscher-Systems“ und „Rhein-Herne-Kanal als Erlebnisraum“) der ökologischen und ästhetischen Instandsetzung der vorgefundenen ‚Restlandschaft‘ dienten (vgl. Minister für Stadtentwicklung, Wohnen und Verkehr des Landes Nordrhein Westfalen o.J.: 35).

Der namensgebende Emscher Landschaftspark war das zentrale Anliegen und das verbindende Element der Internationalen Bauausstellung Emscher Park. Ziel der Entwicklung des Emscher Landschaftsparks war (und ist) es, der Emscherregion mehr landschaftliche Attraktivität und gleichzeitig mehr städtebauliche Ordnung zu geben.

Das System der Regionalen Grünzüge bildete die Grundlage für die Entwicklung des Emscher Landschaftsparks (Arbeitsgemeinschaft Seseke-Landschaftspark 1993: 6). Ergänzt wurden die sieben in Nord-Süd Richtung verlaufenden Grünzüge durch die neu zu schaffende Ost-West Verbindung „Neues Emschertal“ – mitten durch die als am problematischsten angesehene nördliche Zone des Ruhrgebietes. Das „Neue Emschertal“ ist heute das Leitprojekt im

„Masterplan Emscher Landschaftspark 2010“, dessen Anspruch es – im Geiste der IBA Emscher Park – ist, eine „langfristige Entwicklungsstrategie“ für das Ruhrgebiet darzustellen (Schwarze-Rodrian 2005: 9). Der Umbau des Emschersystems hin zum Neuen Emschertal wird weiterhin von der Emschergenossenschaft im Rahmen des Masterplans Emscher:Zukunft projiziert (vgl. Emschergenossenschaft 2006 sowie Fritz 2007).

3.2.3.5 Regionale Grünzüge im Regionalen Flächennutzungsplan

Mit der Novelle des Raumordnungsgesetzes von 1998 wurde durch die Rahmengesetzgebung des Bundes die Möglichkeit eines Regionalen Flächennutzungsplanes (RFNP) eingeführt, welcher gleichzeitig Regionalplan und Flächennutzungsplan ist (vgl. § 9 Abs. 6 ROG). Ziel war es, die regionale Abstimmung der Siedlungsentwicklung in Verflechtungsräumen zu verbessern und das Planungssystem zu vereinfachen. Die Eröffnung dieser Möglichkeit wurde in NRW im Zuge der Novelle des Landesplanungsgesetzes 2004 für das Verbandsgebiet des RVR implementiert (vgl. §25 LPIG). Die Städte Bochum, Essen, Gelsenkirchen, Herne, Mülheim an der Ruhr und Oberhausen haben als „Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr“ von der durch den Landesgesetzgeber eröffneten Möglichkeit der Erstellung eines RFNP Gebrauch gemacht (vgl. Website Staedteregion-Ruhr-2030). Aktuell (Stand Januar 2010) liegt ihr Regionaler Flächennutzungsplan der Landesregierung zur Genehmigung vor. Die folgende Abbildung 18 bietet einen Überblick über das Aufstellungsverfahren.

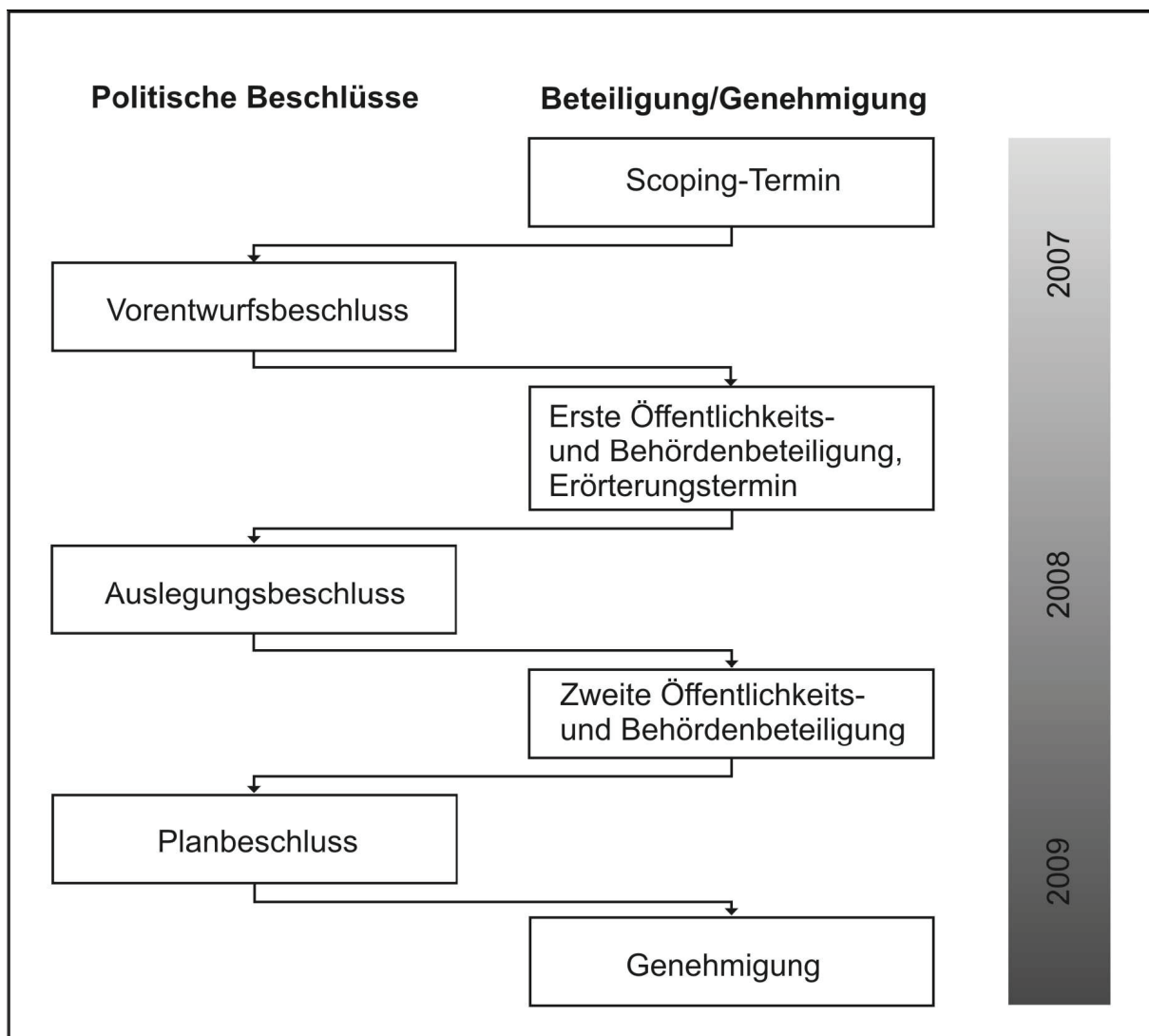


Abb. 18: Aufstellungsprozess des RFNP im Überblick (Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009)

Ein wichtiges politisches Motiv für die Entwicklung eines RFNP durch die Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2030 ist in der Befreiung von einer als staatlich empfundenen Regionalplanung zu sehen. Da die Regionalräte als die den Regionalplan beschließenden Gremien gem. § 7 LPIG aus kommunalen Vertretern bestehen, kann die Frage, ob das Modell der Regionalplanung in Nordrhein-Westfalen als staatliche Regionalplanung zu bezeichnen ist, kontrovers diskutiert werden (vgl. Fürst & Ritter 1993).

Der Landtag des Landes NRW hat mit der Novelle des Landesplanungsgesetzes von 2007 die Übertragung der Regionalplanungskompetenz auf den RVR beschlossen - was am 21.10.2009 in Kraft trat. Die Verbandsverwaltung des RVR wurde um ein Referat „Staatliche Regionalplanung“ ergänzt, während die Verbandsversammlung im Zuge einer Organleihe zum „Regionalrat“, d.h. zum Beschluss fassenden Gremium der Regionalplanung innerhalb des Verbandsgebietes wurde (vgl. insb. 1. Teil, 3. Abschnitt des LPIG NRW).

Es drohte ein Nebeneinander unterschiedlicher Planungsträger: Während im überwiegenden Teil des Ballungskerns die „Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr“ ihre Regionale Flächennutzungsplanung betrieben hätte, wäre der RVR für das restliche Verbandsgebiet zuständig gewesen (sog. „Spiegelei“). Planerische Konflikte zwischen dem RFNP und einem künftigen Regionalplan hätten in diesem Fall zu einer „konfrontativ-bürokratischen Situation, die mit der heutzutage angestrebten kooperativen und schlanken Planung nicht vereinbar ist“ führen können (Rommelspacher 2008: 1). Die Fähigkeit der Regionalplanung, Stadt-Umland-Beziehungen zwischen dem Ballungskern und seinem Umland zu regeln, stand in Frage.

Die durch § 25 LPIG geschaffene Möglichkeit, einen kommunalen RFNP für einen Teil des Verbandsgebietes des RVR zu erarbeiten, war durch Gesetz auf 5 Jahre befristet und gem. § 26 LPIG nach 4 Jahren zu evaluieren. Im Rahmen dieser Evaluation wurde u.A. von Greiving et al. (2008) ein Gutachten für die Landesplanungsbehörde erstellt. Das negative Ergebnis dieses Gutachtens hat eine politisch wie fachlich kontroverse Debatte ausgelöst. Im Ergebnis wurde die Möglichkeit zur Aufstellung von Regionalen Flächennutzungsplänen nicht verlängert, sodass der RVR zum alleinigen Träger der Regionalplanung in seinem Verbandsgebiet wurde. Nachdem die Auswirkungen der widersprüchlichen Aktivitäten des Landesgesetzgebers auf diese Weise miteinander harmonisiert sind, wird der RVR einen einheitlichen Regionalplan für die Metropole Ruhr erarbeiten, welcher in der Tradition des GEP von 1966 stehen wird (vgl. SVR 1970). Hierbei ist ein politisch geprägter Kompromiss zu erwarten ist, in dem die planerischen Aussagen des Regionalen Flächennutzungsplanes auf Grund von Vertrauensschutz und Respekt vor der Kooperationsleistung der beteiligten Städte in besonderer Weise berücksichtigt werden.

Der aktuell (Januar 2010) zur Genehmigung durch die Landesregierung vorliegende Regionale Flächennutzungsplan setzt Regionale Grünzüge als Vorranggebiete fest. In der Erläuterung wird den Regionalen Grünzügen explizit die Funktion des Biotopverbundes zugewiesen (vgl. Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009: 84). Weiterhin wird im Rahmen der Erläuterung das Ziel formuliert, die Grünzüge sowohl qualitativ zu entwickeln als auch ihre Fläche zu vergrößern:

„Neben der flächigen Sicherung der Regionalen Grünzüge haben Regional-, Bauleit-, und Landschaftsplanung die grundlegende Aufgabe, die Grünzüge nach Möglichkeit zu vergrößern und damit zu ihrer Durchgängigkeit und Vernetzung im regionalen und lokalen Maßstab beizutragen.“

(Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009: 85)

Ziele und Grundsätze mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge im RFNP
<p>Ziel 13: Funktionsfähigkeit des Freiraumes erhalten</p> <p>Wegen seiner Nutz- und Schutzfunktionen, seiner Erholungs- und Ausgleichfunktionen und seiner Funktionen als Lebensraum für Pflanzen und Tiere ist der bestehende Freiraum zu erhalten. Die noch vorhandenen großen, unzerschnittenen Freiraumbereiche sind vor weiterer Zerschneidung und Fragmentierung zu bewahren. (S. 81)</p>
<p>Ziel 14: Sicherung, Vernetzung und Entwicklung Regionaler Grünzüge</p> <ol style="list-style-type: none"> (1) Die Regionalen Grünzüge sind als wesentliche Bestandteile des regionalen Freiraumsystems zu sichern, zu erweitern und zu vernetzen. (2) Planungen und Maßnahmen, die die Aufgaben und Funktionen der Regionalen Grünzüge beeinträchtigen, sind nicht zulässig. Einrichtungen der Infrastruktur und Nutzungen, die von der Sache her ihren Standort im Freiraum haben und nicht außerhalb der Regionalen Grünzüge verwirklicht werden können, sind auch in den Regionalen Grünzügen zulässig. Die nachfolgenden konkreten Planungen sind dabei so durchzuführen, dass die Durchgängigkeit der Regionalen Grünzüge bestehen bleibt. (3) Das Regionale Grünzugssystem ist durch Planungen und Maßnahmen zur qualitativen ökologischen Aufwertung des Freiraumes, zum Wiederaufbau zerstörter oder beeinträchtigter Landschaft sowie durch die Vernetzung vereinzelt vorhandener ökologischer Potentiale zu entwickeln und zu verbessern. (S. 83f)
<p>Grundsatz 26: Funktionssicherung und Qualitätsverbesserung der Regionalen Grünzüge</p> <ol style="list-style-type: none"> (1) Die Land- und Forstwirtschaft in den Regionalen Grünzügen soll die Bewirtschaftung der Flächen verträglich zu den Mehrfachfunktionen der Regionalen Grünzüge ausrichten. (2) Zur Verbesserung der Umweltbedingungen ist auf zusammenhängende ökologisch wirksame Verbindungsfunktionen hinzuwirken. Ein Verbund der innerörtlichen Grünflächen mit den Grünzügen soll im Rahmen weiterer kommunaler Planungen angestrebt werden.

Tab. 4: Ziele und Grundsätze mit Bezug auf die Regionalen Grünzüge im RFNP (Stand März 2009)

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der RFNP das Konzept der Regionalen Grünzüge engagiert fortführt (vgl. Tab. 4). Der Schutz der Regionalen Grünzüge wird durch Festsetzung als Vorranggebiet gewährleistet. Die qualitative Verbesserung und flächenmäßige Vergrößerung der Regionalen Grünzüge ist mit dem RFNP als politisches Ziel der beteiligten Städte - die gleichzeitig Trägerinnen der Bauleitplanung sind - beschlossen worden. Es ist festzuhalten, dass zwischen der bisherigen Regionalplanung und dem Regionalen Flächennutzungsplan in Bezug auf die künftige Entwicklung der Regionalen Grünzüge weitestgehende Zieleinigkeit herrscht.

3.2.4 Zielartenkonzepte

Zielartenkonzepte bilden eine notwendige Voraussetzung für die Operationalisierung des naturschutzfachlichen Konzeptes des Biotopverbundes als funktionale Konnektivität zwischen Kernflächen (vgl. Kap. 3.1.2). Im Folgenden wird zunächst das Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW diskutiert. Da das Zielartenkonzept Baden-Württemberg die bislang umfassendste Anwendung von Zielarten in Deutschland darstellt, wird im Anschluss auch dieses Konzept zusammenfassend dargestellt.

3.2.4.1 Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW

Von der damaligen Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) wurde ein „Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW“ erarbeitet (vgl. Kiel 2006). Grundgedanke dieses Zielartenkonzeptes ist es, alle Aktivitäten im Rahmen der landesweiten Biodiversitätsstrategie auf naturschutzfachlich ausgewählte Zielarten zu konzentrieren. Ziel ist auch die Erstellung einer Liste derjenigen Arten, deren Erhaltungszustand durch das Land dokumentiert werden soll bzw. muss.

Das Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW orientiert sich an der offenen Definition von Zielarten nach Vogel et al. (1996), nach der es sich um eine Auswahl von Arten handelt, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzziele dienen:

„In diesem Zusammenhang sind Zielarten für den Artenschutz alle Arten, um die sich das Land NRW aus Sicht des Artenschutzes in Zukunft verstärkt kümmern wird, weil bei diesen Arten ein akuter Handlungsbedarf besteht.“

(Kiel 2006: 6)

Die Auswahl der Zielarten erfolgte auf Basis der Analyse des Gefährdungsprofils aller Artengruppen (Säuger, Vögel, Amphibien und Reptilien, Fische, Mollusken, Libellen, Käfer, Schmetterlinge, Springschrecken, Krebse und Spinnen, Pflanzen). Die zentralen Auswahlkriterien waren der Status einer Art in der Roten Liste der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten in NRW (vgl. LÖBF 1999), ihr Vorkommen in Schutzgebieten sowie die Verteilung ihrer sonstigen Vorkommen in Nordrhein-Westfalen.

Die Arten wurden entsprechend ihrer Habitatpräferenzen 24 Lebensraumtypen zugeordnet. Als Zielart ausgewählt wurden:

- Gesetzte Zielarten: 228 Arten, Verteilt auf 11 Artengruppen, zu deren Schutz das Land NRW gesetzlich verpflichtet ist.
- Sonstige Zielarten: Eine ähnlich große offene Liste von Arten, die sich aufgrund von naturschutzfachlichen Anforderungen als Zielarten anbieten.

Die „gesetzten Zielarten“ beinhalten auch die von Schütz et al. (2004) auf Basis einer Konzeption des Bundesamtes für Naturschutz zur Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Arten (vgl. Gruttke et al. 2004) abgeleiteten Arten, für deren Erhaltung Nordrhein-Westfalen eine besondere Verantwortung zukommt.

Festzustellen ist: Die Auswahl von Zielarten für das Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW basiert ausschließlich auf dem Schutzstatus bzw. der Gefährdungssituation von Arten und berücksichtigt keine Mitnahmeeffekte. Überlegungen in Bezug auf den Mitnahmeeffekt wurden bei der Auswahl der Zielarten nicht systematisch berücksichtigt. Daher ist unbekannt, welche der in NRW vorkommenden Arten durch die ausgewählten Zielarten repräsentiert werden.

In Bezug auf die Planungspraxis ist dieses Vorgehen kein Sonderfall: Grundsätzlich ist die Tendenz zu beobachten, dass Zielarten nicht progressiv auf Basis einer Analyse der Funktionsbeziehungen der vorkommenden Arten bestimmt werden, sondern primär

retrospektiv aus dem Schutzstatus von Arten abgeleitet werden (vgl. Vogel et. al. 1996; Mühlenberg 1998 sowie Fleishman et al. 2001).

Jedoch ist davon auszugehen, dass in den meisten Fällen mindestens einer der auslösenden Faktoren für den Schutz bzw. die Gefährdung einer Art ihre hohe Sensitivität in einer der von Wright & Hubbell (1983) sowie Lambeck (1997) vorgeschlagenen Vulnerabilitätsklassen ist (vgl. Kap. 3.1.1.5). Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass sich auch bei einer Auswahl von Zielarten ausschließlich anhand von Schutzstatus und Gefährdung erhebliche – wenn auch unsystematische – Mitnahmeeffekte ergeben.

Die Summe von 468 gesetzten und sonstigen Zielarten (vgl. Kiel 2006) des Zielartenkonzepts für den Artenschutz in NRW macht deutlich, dass das Ziel der Komplexitätsreduktion hier noch nicht optimal erfüllt wurde. Es ist davon auszugehen, dass die Zahl der Zielarten reduziert werden könnte, wenn Mitnahmeeffekte innerhalb der Zielartenliste berücksichtigt würden.

3.2.4.2 Zielartenkonzept Baden-Württemberg

Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg ist der Fachbeitrag des Arten- und Biotopschutzes zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg (Reck et al. 1996; Walter et al. 1998; Heintz et al. 1999 sowie Reck 2004). Im Rahmen dieses Fachbeitrages stellen Zielarten die Basis für die Ableitung eines auf den Arten- und Biotopschutz fokussierten Leitbildes sowie eines regionalisierten Systems von naturschutzfachlichen Zielen dar. Sie dienen sowohl zur Herleitung als auch zur Operationalisierung und Erfolgskontrolle von Zielen und Maßnahmen des Naturschutzes. Weiterhin wurde das webbasierte „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg (ZAK)“ entwickelt, welches abgeleitete Aussagen in Bezug auf Zielarten für die kommunale Planungspraxis bereitstellt (vgl. Geißler-Strobel et al. 2006; Jooß 2005, 2007 sowie Website ZAK).

Indem das ZAK auf der Landes-, Regional- und Kommunalebene Verantwortungen für den Schutz bestimmter Arten zuweist, stellt es eine Umsetzung des Verantwortlichkeitskonzeptes von Gruttke (2004) dar.

Im Rahmen des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg sollen über Mitnahmeeffekte der Zielarten alle heimischen Arten abgebildet werden: „Über den Schutz und die Förderung von Zielartenkollektiven soll sichergestellt werden, daß alle heimischen Tiere und Pflanzen langfristig gesichert sind.“ (Reck et al. 1996: A17)

Die Operationalisierung dieses Anspruches erfolgt zunächst über „Deskriptorengruppen“, die im Set insgesamt alle wesentlichen Anspruchstypen in Bezug auf Lebensraumtypen, Flächenansprüche, Besiedlungsstrategien bzw. Ausbreitungsverhalten sowie Nahrungsquellen repräsentieren. Aus pragmatischen Gründen wird eine Artengruppe nur dann als „Deskriptorengruppe“ in Betracht gezogen, wenn gute Kenntnisse über ihre Ökologie, ihre Verbreitung sowie ihre Bestandsentwicklung vorliegen und die Art in ausreichender Weise erfassbar ist (vgl. Reck et al. 1996: A25f).

Bei der Auswahl werden folgende Artengruppen berücksichtigt: Pflanzen; Säugetiere; Vögel; Reptilien und Amphibien; Fische, Neunaugen und Flusskrebse; Libellen; Heuschrecken; Tagfalter und Widderchen; Wildbienen; Sandlaufkäfer und Laufkäfer; Holzkäfer sowie Schnecken und Muscheln.

Nach Reck (1992) genügen je Lebensraumtyp 4 – 8 ausgewählte Artengruppen, um ausreichend planungsrelevante Aussagen zuzulassen und Fehlplanungen mit großer Sicherheit zu vermeiden.

Innerhalb der „Deskriptorengruppen“ wurden Arten mit hohem Schutzbedarf, Arten für die innerhalb Baden-Württembergs hohe Schutzverantwortung besteht sowie Schlüsselarten im Sinne von wichtigen, landschaftsgestaltenden Habitatbildnern (bspw. Biber) als Zielarten

ausgewählt. Die ca. 1.700 Zielarten werden Lebensraumtypen wie bspw. Grünland- oder Waldtypen etc. zugeordnet und weiterhin unterschieden in (vgl. Reck et al. 1996: A99f):

- Landesarten: ca. 1250 Zielarten mit herausragender Bedeutung und landesweit höchster Priorität.
- Erloschene Arten, die bei erneutem Auftreten als Landesarten eingestuft würden.
- Naturraumarten: ca. 450 Zielarten mit besonderer Bedeutung in einem der 18 Teilräume und landesweit hoher Priorität.

Inbesondere aus den Landesarten werden ca. 300 „Zielorientierte Indikatorarten“ ausgewählt:

- Zielarten, die überwiegend nur bei starker Ausdehnung ihrer Vorkommen in Baden-Württemberg wieder langfristig stabile, überlebensfähige Vorkommen haben können.
- Zielarten, die die empfindlichste Reaktion auf negative Umweltveränderungen zeigen und durch die die quantitativ und qualitativ größten Ansprüche an die Landschafts- bzw. Biotoptypen vertreten sind.
- Zielarten, die nur oder besonders günstig durch Prozessschutz zu erhalten sind.
- Schlüsselarten im Sinne von Habitatbildnern.

Auf diese Weise wird der Anspruch, das gesamte Arteninventar Baden-Württembergs zu repräsentieren, durch die Auswahl eines auf die Landschaftstypen bezogenen Kollektivs von Indikatorarten eingelöst (vgl. Reck et al. 1996: A107 sowie Jooß 2004). Die Indikatorarten wurden nach Haupt-Landschaftstypen gruppiert (Grünland und Streuobst, Acker, Trockenbiotope, Wälder, Feuchtbiotope, Fließgewässer, Stillgewässer) (vgl. Reck et al. 1996: A108). Vor dem Hintergrund mangelhafter kommunaler Beachtung des sehr umfangreichen Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg (1.300 Seiten, 1.700 Zielarten) wurden die Ziel- bzw. Indikatorarten im Rahmen des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ auf die für Planungsvorhaben wichtigsten Gruppen (Vögel, Tagfalter/Widderchen, Heuschrecken, Amphibien/Reptilien) fokussiert. Die verbleibenden rund 330 Zielarten wurden nach ähnlicher Habitatpräferenz zu 25 Anspruchstypen bzw. Gilden zusammengefasst (vgl. Zehlius-Eckert 1998; Jooß 2004 sowie Geißler-Strobel et al. 2006).

3.3 Least-Cost-Analysen

„Start with a ridiculously oversimplified model.“

(Grimm & Railsback 2005: 33)

3.3.1 Einsatz von Modellen in der Planung

Modelle sind Abstraktionen der Realität. Nach ihrem Einsatzzweck lassen sie sich grob in die drei Kategorien der erklärenden Modelle, der Prognosemodelle und der auf die Ableitung von Steuerungsmaßnahmen gerichteten Modelle gliedern.

Modelle unterschiedlicher Komplexität stellen die Basis nahezu aller naturschutzfachlichen Planungsentscheidungen dar: Manche dieser Modelle sind im Detail unreflektierte mentale Konstrukte eines Systems. Andere beschreiben Kausalzusammenhänge innerhalb von eng umgrenzten ökologischen Prozessen. Wiederum andere Modelle stellen Simulationen von komplexen Systemen wie Populationen oder Ökosystemen dar. Die Modellierung von Landschaftskonnektivität fällt in diese letztgenannte Gruppe. Allen Modellen gemein ist, dass sie eine komplexe Realität auf stark vereinfachte Weise darstellen (vgl. Rubinstein 1975; Starfield & Bleloch 1991; Schneeweiß 1991; Haefner 1996; Grant et al. 1997 sowie Shenk & Franklin 2001).

Komplexe Modelle bestehen aus miteinander verknüpften Parametern und Konstanten. In Bezug auf ihre Konstruktion kann die Parametrisierung, d.h. die Auswahl und logische Verknüpfung dieser Parameter und Konstanten, von ihrer Kalibrierung anhand eines Referenzdatensatzes unterschieden werden. Ziel der Kalibrierung ist es, Parameter und Konstanten so einzustellen, dass die Modellergebnisse eine möglichst hohe Entsprechung mit einem Referenzdatensatz aufweisen (vgl. Rykiel 1996). Der Referenzdatensatz kann daher nicht für nachfolgende Tests externer Kriteriumsvalidität verwendet werden.

Parallel zu Parametrisierung und Kalibrierung erfolgt die Verifikation des Modells. Hierbei handelt es sich um eine Prüfung der formalen Richtigkeit des Modells in Bezug auf logische und technische Aspekte. Diese kann an den folgenden Fragen orientiert werden:

- Sind die zu Grunde liegenden ökologischen Theorien akzeptabel durch das Modell umgesetzt?
- Beinhaltet das Modell mechanische bzw. technische Fehler (vgl. Oreskes et al. 1994)?

Aufbauend auf der Modellkonstruktion im Sinne von Parametrisierung, Kalibrierung und Verifikation sollte – in einem iterativen Prozess - eine Validierung bzw. Evaluation des Modells sowie eine Sensitivitätsanalyse folgen (vgl. Rykiel 1996).

3.3.1.1 Validierung

Der Begriff der Validierung wird in Bezug auf Modelle uneinheitlich verwendet. Unter einem validen Modell wird einerseits ein Modell verstanden, welches bezogen auf seinen intendierten Einsatzzweck akzeptabel ist, da es bestimmte - aus dem Zweck abgeleitete - Anforderungen erfüllt (vgl. Rykiel 1996). Andere Quellen definieren die Validität (Gültigkeit) eines Modells als den Grad der Genauigkeit, mit dem ein Modell das modellierte System beschreibt (vgl. van Horn 1969; Goodall 1972; Power 1993). Hier wird letzterer Definition gefolgt, welche stärker dem Begriffsgebrauch in anderen Forschungsfeldern entspricht (vgl. bspw. Bortz & Döring 2006: 200). Die am Nutzen für einen definierten Einsatzzweck orientierte Argumentation (vgl. Rykiel 1996) wird hier hingegen mit dem Maß der Nützlichkeit statt der Genauigkeit bzw. mit Evaluation statt Validierung verbunden.

Ein Modell wird grundsätzlich solange und in dem Umfang als valide bezeichnet, wie es nicht durch Versuche der Falsifikation (Validierungstests) widerlegt wurde. Vertrauen in ein

Modell – wie auch in jede andere wissenschaftliche Hypothese - erwächst aus durchgeführten aber erfolglos gebliebenen Versuchen der Falsifikation (vgl. Popper 1959; Rubinstein 1975; Holling 1978; McCarl 1984 sowie Starfield & Bleloch 1991). Das Vertrauen in ein Modell basiert damit auf dem Glauben an seine Validität und ist insb. für die Ableitung von Steuerungsmaßnahmen notwendig.

Erfolgreiche Falsifikationsversuche können ein Modell entweder ganz unbrauchbar machen oder seinen Anwendungsbereich entsprechend einschränken, was als Qualifizierung bezeichnet wird (vg. Rykiel 1996).

Validität wird nach Inhaltsvalidität, Konstruktvalidität sowie interner und externer Kriteriumsvalidität untergliedert (vgl. Bortz & Döring 2006: 200f.). Versuche, Modelle, die im Rahmen naturschutzfachlicher Planung eingesetzt werden, zu falsifizieren bzw. zu validieren, können anhand der folgenden Fragen durchgeführt werden:

Inhaltsvalidität:

- Sind die dem Modell zu Grunde liegenden ökologischen Theorien plausibel?
- Erscheint das Modellverhalten bei allen denkbaren Eingangswerten plausibel (vgl. Rykiel 1996)?
- Gibt es augenscheinliche Unstimmigkeiten zwischen dem modellierten System und der Struktur, den Mechanismen sowie dem allgemeinen Verhalten des Modells (vgl. Grant et al. 1997)?

Konstruktvalidität:

- Gibt es Unterschiede zwischen dem Verhalten des Modells und auf gesichertem ökologischen Wissen beruhenden Hypothesen in Bezug auf das Verhalten des zu modellierenden Systems?

Interne Kriteriumsvalidität

- Gibt es Unterschiede zwischen dem Verhalten des Modells und dem Verhalten anderer (valider) Modelle, die dasselbe System beschreiben?

Externe Kriteriumsvalidität:

- Gibt es Unterschiede zwischen Modellergebnissen und dem vergangenem Verhalten des modellierten Systems (vgl. McCarl 1984)?
- Gibt es Unterschiede zwischen Modellprognosen und dem tatsächlich eintretenden Verhalten des modellierten Systems (vgl. Goodall 1972; House 1974; Marcot et al. 1983 sowie Power 1993)?
- Gibt es Unterschiede zwischen der Wirkung von Maßnahmen auf das Modellverhalten einerseits und auf das Verhalten des modellierten Systems andererseits (vgl. van Horn 1969)?

Komplexe Systeme mit mehr als zwei sich gegenseitig beeinflussenden Parametern generieren künftige Zustände nicht deterministisch, sondern stochastisch, d.h. mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten. Hat ein Modell mehr als zwei sich gegenseitig beeinflussende Parameter, so lassen sich die entstehenden Probleme grundsätzlich mit denen des Dreikörperproblems der Himmelsmechanik vergleichen (vgl. Happel 1941). Hierbei geht es darum, den Bahnverlauf von drei Himmelskörpern unter dem Einfluss ihrer gegenseitigen Anziehung (Gravitation) zu bestimmen, was mathematisch nur näherungsweise lösbar ist.

In logischer Analogie zum Dreikörperproblem der Himmelsmechanik ist es grundsätzlich nicht möglich, zu belegen, dass ein komplexes System genau durch ein Modell abgebildet wird (vgl. Rykiel 1996).

In komplexen Systemen lässt sich aus dem tatsächlichen Eintreten eines einzelnen Systemzustandes grundsätzlich keine Aussage darüber ableiten, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein valides Modell diesen Zustand hätte erzeugen müssen.

Ist es jedoch möglich, eine Vielzahl von Systemdurchläufen zu beobachten, lassen sich Aussagen darüber treffen, mit welchen Wahrscheinlichkeiten ein zu modellierendes System bestimmte Zustände generiert. Ist die Beobachtung einer Vielzahl von Systemdurchläufen nicht möglich, lässt sich allerdings die externe Kriteriumsvalidität kaum testen. Auch Tests der internen Kriteriumsvalidität sind nur begrenzt sinnvoll, solange kein Vergleichsmodell existiert, welches anhand eines „echten“ Außenkriteriums, d.h. auf externe Kriteriumsvalidität hin, getestet wurde.

Ohne die Möglichkeit zu Tests der externen Kriteriumsvalidität lässt sich die Frage, wie genau ein Modell ein zu modellierendes System beschreibt, nicht befriedigend beantworten.

Vor diesem Hintergrund betonen manche Autoren, dass die Validierung von Modellen grundsätzlich unmöglich sei (vgl. bspw. Starfield & Bleloch 1986 sowie Oreskes et al. 1994). Andere Autoren hingegen bezeichnen die Validierung als essenziellen Schritt der Modellierung (vgl. bspw. Gentil & Blake 1981; Power 1993 sowie Rykiel 1996).

Offensichtlich ist: Auch mangelhafte Modelle können sehr nützlich sein. So sind zweidimensionale Karten für viele Zwecke sehr nützlich, obwohl in der Kartographie Flächentreue und Winkeltreue grundsätzlich nicht gleichzeitig zu erreichen sind.

3.3.1.2 Sensitivitätsanalyse

Vor dem Hintergrund der Schwierigkeiten von Tests der externen Kriteriumsvalidität von Modellen komplexer Systeme verbleiben oft Unsicherheiten, welche vor allem die Kalibrierung der Modellparameter betreffen.

„Practically all simulation models contain unobservable quantities, quantities that can only be observed with significant error, and calculations that cannot be compared to data because no data exists.“

(Rykiel 1996: 239)

Die Darstellung von bei der Modellkonstruktion bestehenden Unsicherheiten sowie die Analyse von Auswirkungen entsprechender Parametrisierungs- und Kalibrierungsalternativen auf das Modellverhalten ist von zentraler Bedeutung, denn:

"Entscheidungen fallen auf Basis der eingestandenenen Ahnungslosigkeit realistischer aus als aus einer Position der Selbstüberschätzung."

(Zotz 2006: 19)

Eine Sensitivitätsanalyse ist ein systematischer Test der Einflüsse von Änderungen der Parametrisierung oder auch der Kalibrierung auf das Modellverhalten. Während sich Fragen der Parametrisierung in vielen Fällen auf Basis ökologischer Theorien befriedigend klären lassen, geschieht die Kalibrierung meist unter Unsicherheit. Sensitivitätstests werden insbesondere für die Modellparameter durchgeführt, deren Kalibrierung als besonders unsicher wahrgenommen wird. Soweit Wechselwirkungen zwischen Modellparametern bestehen können, ist es im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse nicht ausreichend, die Veränderung einzelner Parameter separat zu testen (vgl. Henderson-Sellers & Henderson-Sellers 1996).

Grundsätzlich gilt: Je sensitiver Modellergebnisse auf die Veränderung eines Parameters reagieren können, desto sorgfältiger ist dieser zu kalibrieren (vgl. Rykiel 1996).

Aus dem Maß der Unsicherheit in Bezug auf einen Modellparameter und dem Ausmaß der Sensitivität des Modells gegenüber Veränderung seiner Kalibrierung können Aussagen in Bezug auf die Verlässlichkeit eines Modells getroffen werden. Ein Modell ist verlässlicher, je geringer seine Sensitivität gegenüber Veränderungen der Kalibrierung seiner Parameter im Bereich der für sie jeweils bestehenden Unsicherheit ist (vgl. Grant et al. 1997).

Dient ein Modell dazu, Entscheidungen über Steuerungsmaßnahmen abzuleiten, so sollten diese möglichst vor dem Hintergrund aller dem Unsicherheitspektrum entsprechenden Parametrisierungs- und Kalibrierungsalternativen universell sinnvoll sein (sog. „no regrets strategy“ – vgl. bspw. Courtney et al. 1997).

3.3.1.3 Evaluation

Zahlreiche Autoren schlagen vor, den Anspruch an die Validität von Modellen komplexer Systeme durch den an ihre Nützlichkeit zu ersetzen (vgl. bspw. Mankin et al. 1977; Marcot et al. 1983; Box & Draper 1987; Rykiel 1996 sowie Johnson 2001).

„Remember that all models are wrong;

the practical question is how wrong do they have to be to not be useful.“

(Box & Draper 1987: 74)

Die Nützlichkeit eines Modells bezieht sich auf seine Eignung für einen bestimmten Einsatzzweck (vgl. Bunnell 1989 sowie Rykiel 1996). Dieser Zweck bestimmt, welche Aspekte der Realität mit welcher Genauigkeit abzubilden sind (vgl. Johnson 2001). Ein bestimmtes Maß an Validität kann für die Nützlichkeit eines Modells erforderlich sein. Ist es jedoch bspw. der Zweck eines Modells, Hypothesen zu generieren, dann muss Validität kein erforderliches Kriterium für Nützlichkeit sein. Solange ein invalides Modell interessante, testbare Hypothesen über einen Sachverhalt generiert, kann es nützlich sein.

Die Nützlichkeit eines Modells wird in einer Evaluation seiner Fähigkeit zur Zweckerfüllung geprüft. Der Zweck eines Modells kann bspw. darin bestehen, zu besseren Erkenntnissen, Prognosen oder Entscheidungen beizutragen:

„A model has value if it provides better insight, predictions, or control than would be available without the model.“

(Johnson 2001: 113)

Um die Nützlichkeit eines Modells für einen bestimmten Zweck evaluieren zu können, sind folgende Informationen bzw. Festlegungen notwendig (vgl. Rykiel 1996):

- Definition des Zwecks, dem der Einsatz des Modells dienen soll.
- Definition der Rahmenbedingungen, unter denen das Modell eingesetzt werden soll.
- Definition von Validitätskriterien, die mindestens erfüllt sein müssen.

Aufbauend auf diesen Festlegungen lässt sich die Nützlichkeit eines im Rahmen naturschutzfachlicher Planung einzusetzenden Modells anhand der folgenden Fragestellungen evaluieren:

- Ist das Modell grundsätzlich in der Lage, seinen Zweck zu erfüllen? Bietet es bspw. die Möglichkeit, Entscheidungen zur gezielten Beeinflussung des modellierten Systems abzuleiten (vgl. Mankin et al. 1977; Marcot et al. 1983; Rykiel 1996 sowie Grant et al. 1997)?

- Sind die an einer planerischen Entscheidung beteiligten Akteure sowie die von der Entscheidung Betroffenen davon überzeugt, dass der Einsatz des Modells zu einer besseren Entscheidung beiträgt (vgl. McCarl 1984 sowie Johnson 2001)?
- Bietet das Modell ein vor dem Hintergrund des Einsatzzwecks ausreichendes Maß an Validität (vgl. Rykiel 1996)?

Es gibt bislang keine allgemein anerkannten Kriterien für die Validierung bzw. Evaluation von Modellen:

„There is not, and never will be, a totally objective and accepted approach to model validation.“

(McCarl: 1984: 157)

Rykiel (1996) betont vor diesem Hintergrund die Notwendigkeit, bei der Modellentwicklung aufgestellte Kriterien transparent darzustellen und so der individuellen subjektiven Beurteilung zugänglich zu machen.

Die Nützlichkeit eines Modells ist zweckspezifisch: Ein Modell kann für einen Einsatzzweck sehr nützlich, für einen anderen Zweck jedoch unbrauchbar sein. Ob ein Modell auch für einen anderen Zweck eingesetzt werden kann, bspw. indem seine Ergebnisse in Bezug auf eine thematisch benachbarte Fragestellung interpretiert werden, muss im Rahmen einer auf diesen neuen Zweck gerichteten Evaluation geklärt werden. Liegt eine entsprechende Evaluation nicht vor, so besteht die Gefahr, dass Modelle falsch bzw. überinterpretiert werden.

3.3.2 Graphentheorie

Die Graphentheorie bildet die mathematische Grundlage von Least-Cost-Analysen. Sie untersucht die Eigenschaften von Graphen und ihre Beziehungen zueinander. Im Sinne der Graphentheorie besteht ein Graph $G(V,E)$ aus einer nichtleeren Menge von Punkten V_G (auch Vertices, Knoten oder Ecken genannt) sowie einer zu V_G disjunktiven Menge von Linien E_G (auch Edes, Kanten oder Bögen genannt). Eine Inzidenzfunktion Ψ_G ordnet jeder Kante e zwei Knoten als Endpunkte v_i und v_j zu. (vgl. Harary 1969; Bondy & Murty 1982 sowie Tittmann 2003).

Den Anfang der Graphentheorie als Teilgebiet der Mathematik markiert die von Leonhard Euler im Jahr 1736 publizierte Lösung des 'Königsberger Brückenproblems' (vgl. Velminski 2008): Zu klären war, ob es einen Weg durch das damalige Königsberg gab, welcher alle sieben Brücken über den Pregel genau einmal überquerte und wenn ja, ob auch ein Rundweg möglich war (vgl. Abb. 19).

Ein Weg, der alle Brücken genau einmal überquerte, war unmöglich, da zu allen vier Ufergebieten (Knoten) eine ungerade Anzahl von Brücken (Kanten) führte. Eine ungerade Anzahl von Brücken führt dazu, dass ein Ufergebiet schließlich nicht mehr auf einer bisher unpassierten Brücke verlassen werden kann. Hätte es genau zwei Ufergebiete (als Ausgangs

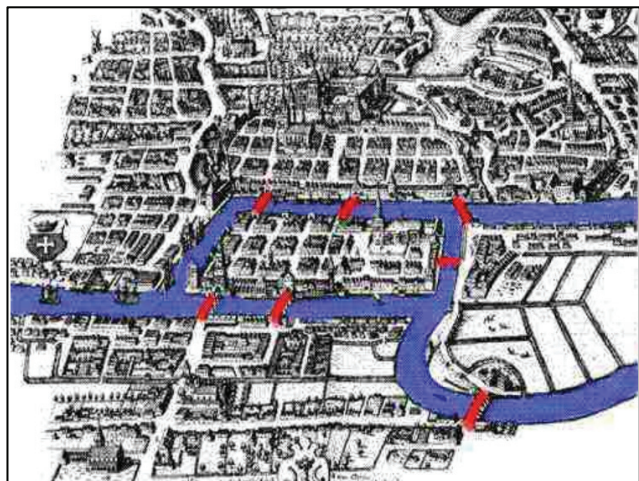


Abb. 19: Das Königsberger Brückenproblem
(MacTutor History of Mathematics archive)

bzw. Endpunkte des Weges) mit einer ungeraden Kantenanzahl gegeben, so wäre ein 'Eulerweg', der alle sieben Brücken genau einmal überquert, möglich gewesen. Für die Existenz eines Rundweges ('Eulerkreis') hätten alle Ufergebiete eine gerade Brückenanzahl aufweisen müssen. Im heutigen Kaliningrad existieren am nördlichen und südlichen Ufer der Insel Kneiphof nur noch jeweils zwei der damaligen drei Brücken. Damit ist ein 'Eulerweg' heute möglich - jedoch immer noch kein 'Eulerkreis'.

Ansätze der Graphentheorie werden seit längerem im Rahmen von Navigationssystemen (vgl. McGeoch 1995 sowie Bander & White 1998), im Bereich künstlicher Intelligenz (vgl. bspw. Xia et al. 1997) sowie verschiedenen Feldern der Informatik (für einen allgemeinen Überblick vgl. Gross & Yellen 1999) eingesetzt.

Als erste Beispiele für auf der Graphentheorie basierende Analyseansätze in Bezug auf Landschaftskonnektivität gelten die Publikationen von Cantwell & Forman (1993), Krist & Brown (1994) sowie Walker & Craighead (1997). Zusammenfassende Darstellungen der Anwendungsmöglichkeiten zur Modellierung von Landschaftskonnektivität wurden von Urban & Keitt (2000) sowie Adriaensen et al. (2003) publiziert.

Eine Übersicht in Bezug auf die methodische Vorgehensweise von 24 Studien, welche Least-Cost-Analysen zur Operationalisierung von Landschaftskonnektivität benutzen, findet sich bei Beier et al. (2008). Es ist keine Publikation bekannt, die Least-Cost-Analysen zur Analyse von Landschaftskonnektivität in einem mit der Metropole Ruhr vergleichbaren Agglomerationsraum einsetzt.

Eine klassische Anwendung der Graphentheorie besteht darin, die kürzeste Route zwischen zwei Punkten über ein Wegenetz zu finden. Hierzu wird das Wegenetz als kantengewichteter Graph modelliert, indem jeder Kante ein Gewicht (ein Wert aus der Menge der positiven reellen Zahlen) zugewiesen wird. Der zugewiesene Wert kann neben der metrischen Distanz des durch die jeweilige Kante repräsentierten Weges (für die kürzeste Route) bspw. auch die voraussichtlich benötigte Reisezeit (für die schnellste Route), den notwendigen Energie- bzw. Treibstoffaufwand (für die günstigste Route), etc. repräsentieren. Im Rahmen der Berechnung von Least-Cost-Analysen repräsentieren die den Kanten zugewiesenen Werte Raumüberwindungskosten. In einem solchen kantengewichteten Graph kann mit Hilfe des Dijkstra-Algorithmus (vgl. Dijkstra 1959) bzw. auf dessen Basis weiterentwickelten Algorithmen der kostengünstigste Weg bestimmt werden, indem er von einem Startknoten aus iterativ weiter verfolgt wird. Wege mit höheren Kosten werden dabei sukzessive ausgeschlossen. Der Dijkstra-Algorithmus besteht aus den folgenden Schritten:

1. Initialisierung: Zuweisung der permanenten Kostendistanz „0“ an den Startknoten und der temporären Kostendistanz "unendlich" an alle anderen Knoten des Graphen. Im Anschluss: Aktivierung des Startknotens.
2. Berechnung der temporären Kostendistanzwerte für alle Nachbarknoten des aktivierten Knotens, die noch temporäre Werte haben, durch Addition des Wertes des aktiven Knotens und des Wertes der Verbindungskante zum jeweiligen Nachbarknoten.
3. Ist der so berechnete Wert für einen Knoten kleiner als sein bisheriger, wird er aktualisiert. Der aktive Knoten wird temporär als „Vorgänger“ dieses Nachbarknotens markiert.
4. Ein Knoten mit minimalem temporären Wert wird aktiviert und sein Wert als permanent fixiert.
5. Die Schritte 2 bis 4 werden solange wiederholt, bis es keinen Knoten mit permanenter Distanz gibt, dessen Nachbarn noch temporäre Distanzen haben.
6. Der kürzeste Pfad vom Startknoten zu einem beliebigen Zielknoten wird von diesem aus rückwärts über die abgelegte Information der „Vorgänger“ eines jeden Knotens rekonstruiert.

Die folgenden Abbildung 20 illustriert die Funktionsweise des Dijkstra-Algorithmus.

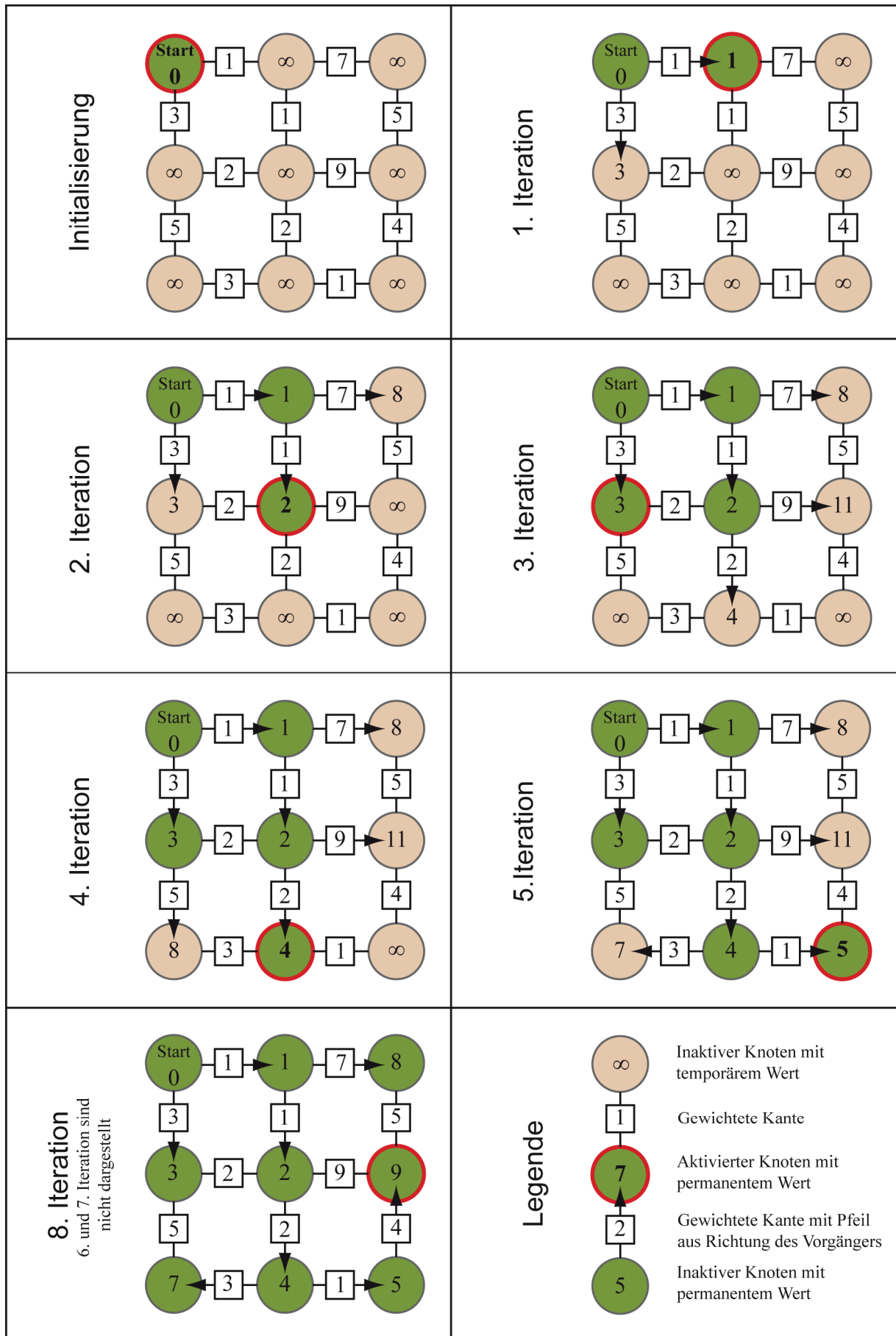


Abb. 20: Funktionsweise des Dijkstra-Algorithmus

3.3.3 Least-Cost-Analysen mit ArcGIS 9.2

Least-Cost-Analysen errechnen Kostendistanzen von günstigsten Wegen zwischen Quell- und Zielflächen. Im Rahmen von Biotopverbundplanungen handelt es sich um Wege zwischen Kernflächen, Trittsteinen, größeren Landschaftsausschnitten oder sonstigen Flächen, deren Verbund analysiert werden soll. Die Auswahl der Quell- und Zielflächen ist damit durch die jeweilige planerische Zielsetzung bestimmt.

Kostendistanzen berücksichtigen sowohl die metrische Länge eines Weges als auch die Kostenwerte des auf dem Weg zu durchquerenden Raumes. Die gleichzeitige Berücksichtigung dieser beiden Aspekte geschieht mittels einer Kostenoberfläche. Eine Kostenoberfläche ist ein Rasterdatensatz, dessen Zellwerte die Kosten eines Weges mit der Länge einer Zellkante durch die jeweilige Zelle repräsentieren.

Im Rahmen von Least-Cost-Analysen wird die Kostenoberfläche in einen kantengewichteten Graphen transformiert (vgl. Abb. 21):

- Die Mittelpunkte der Rasterzellen bilden die Knoten des Graphen.
- Die Knoten aller horizontal, vertikal oder diagonal benachbarten Zellen werden mit Kanten verbunden.
- Bei horizontal und vertikal benachbarten Zellen wird der ihre Knoten verbindenden Kante der Mittelwert beider Zellwerte zugewiesen. Bei diagonaler Nachbarschaft der Zellen wird der Mittelwert mit $\sqrt{2}$ multipliziert.



Abb. 21: Transformation der Kostenoberfläche in einen kantengewichteten Graphen

Mit der Zuweisung von Zellwerten an die Kostenoberfläche ist bspw. die Aussage verbunden, dass die Kostendistanz eines Weges mit einer metrischen Länge von drei Metern durch einen Raum mit einem Kostenwert von eins der Kostendistanz eines Weges mit einer metrischen Länge von einem Meter durch einen Raum mit einem Kostenwert von drei entspricht. Die den Zellwerten der Kostenoberfläche zu Grunde liegende Kostenskala ist daher eine äquidistante Kardinalskala.

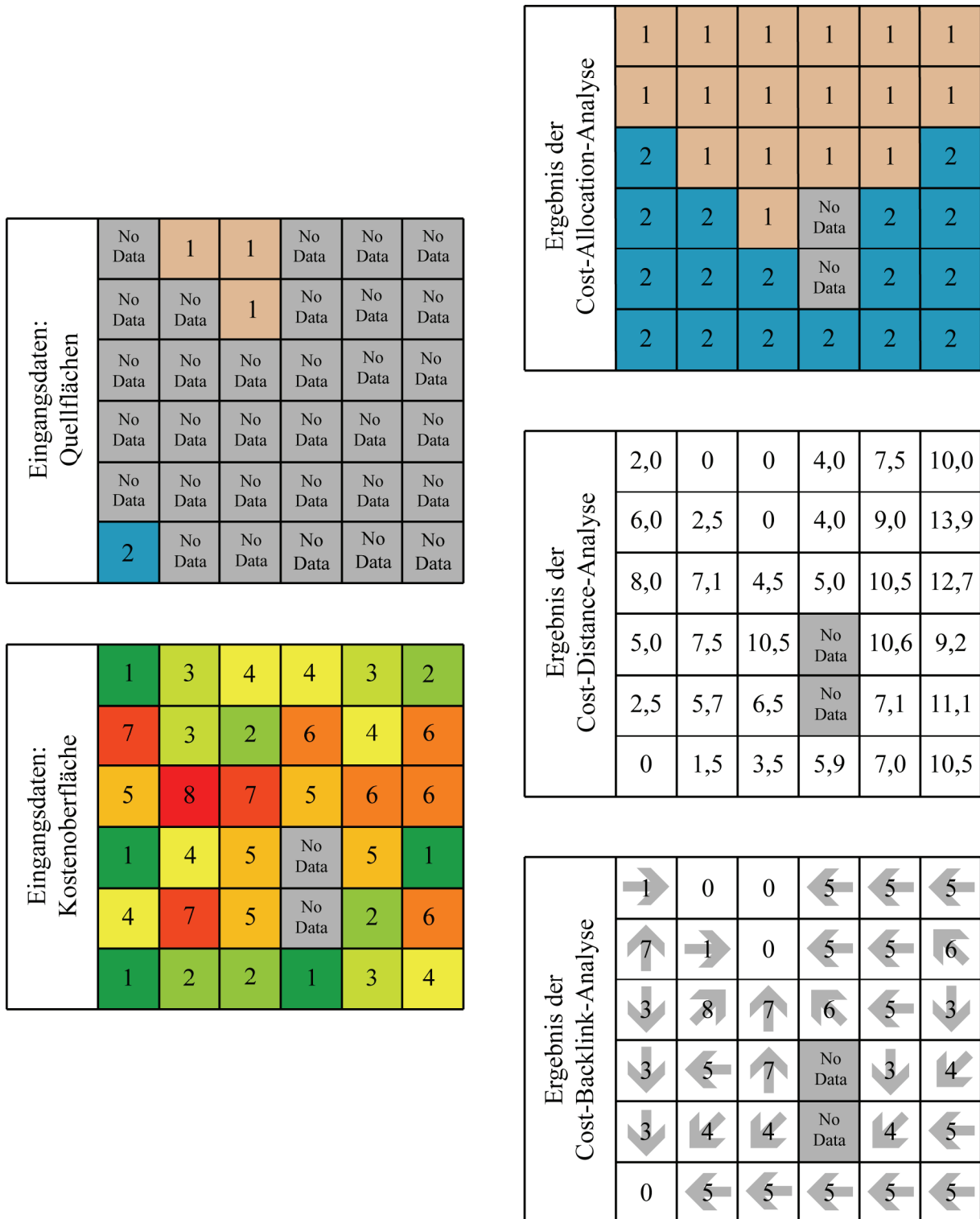


Abb. 22: Cost-Allocation, Cost-Distance und Cost-Backlink-Analyse (verändert nach ARCGIS 9.2)

Auf Basis der Quellflächen sowie der Kosteneroberfläche bzw. des durch sie definierten kantengewichteten Graphen können zunächst drei unterschiedliche Cost-Analysen durchgeführt werden (vgl. Abb. 22):

- Die Cost-Allocation-Analyse ermittelt für jeden Knoten den nächsten Knoten einer Quellfläche. Hierdurch ergeben sich im Umkehrschluss „Versorgungsgebiete“ der Quellflächen, also Räume, welche am günstigsten von einer bestimmten Quellfläche aus erreicht werden können. Das Ergebnis wird als Raster gespeichert, dessen Zellwerte den Werten der jeweils nächsten Quellfläche entsprechen.

- Die Cost-Distance-Analyse ermittelt für jeden Knoten die Gesamtkosten (die Kostendistanz bzw. effektive Distanz) des günstigsten Weges zum nächsten Knoten einer Quellfläche. Das Ergebnis wird als Raster gespeichert, dessen Zellwerte den Kostendistanzen zum den jeweiligen Zellmittelpunkt repräsentierenden Knoten entsprechen.
- Die Cost-Backlink-Analyse ermittelt den Vorgänger jedes Knotens, also des nächsten Knotens auf dem in Bezug auf die Kostendistanz günstigsten Weg zur nächsten Quellfläche. Das Ergebnis wird als Raster gespeichert, dessen Zellwerte durch eine mit der Richtung korrespondierende Zahl zwischen 1 und 8 (1 für Osten, 2 für Südosten usw.) auf den Vorgänger verweisen. Zielgebieten bzw. Kernflächen wird der Wert 0 zugewiesen. Als Ergebnis dieser Analyse ist es möglich, von jedem beliebigen Ort den in Bezug auf die Kostendistanz günstigsten Weg zur nächsten Quellfläche zu verfolgen.

Auf Basis dieser grundlegenden Analyseschritte ist sowohl die Ermittlung von günstigsten Pfaden als auch die Darstellung von Korridoren möglich. Im Vergleich zu Cost-Corridor-Analysen reagieren Cost-Path-Analysen, in denen nur der günstigste Pfad ausgewiesen wird, sowohl auf Mängel in der Konsistenz der Kostenoberfläche (bspw. Unterbrechungen in linearen Barrieren) als auch auf Änderungen der Kostenniveaus relativ sensitiv. Sie ermöglichen weiterhin keine Aussage in Bezug auf die Korridorbreite bzw. benennen einen günstigsten Pfad mit der Breite einer Rasterzelle ohne Aussagen in Bezug auf dessen Umgebung zuzulassen. Für die Analyse von Landschaftskonnektivität erscheint die Cost-Path-Analyse daher grundsätzlich als weniger geeignet.

Korridore geringster Kosten zwischen zwei Flächen lassen sich durch Addition der Zellwerte aus zwei Cost-Distance-Analysen errechnen, deren Quelle jeweils eine der beiden Flächen ist (vgl. Abb. 23).

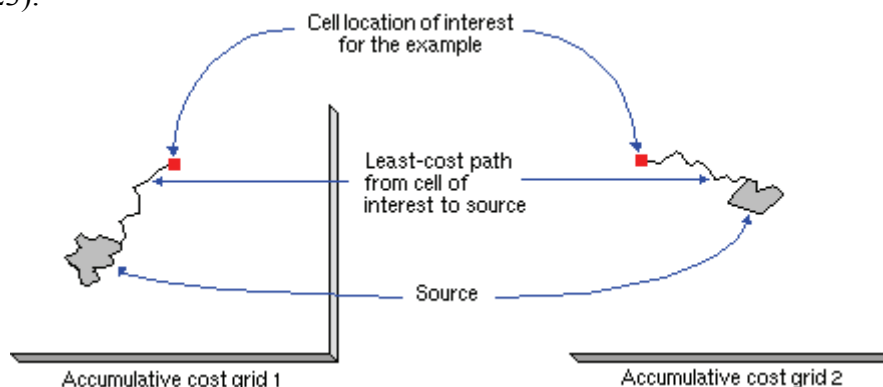


Abb. 23: Cost-Corridor-Analyse 1 (ArcGIS 9.2)

Die addierten Zellwerte beider Cost-Distance-Analysen repräsentieren die Kosten des durch die Zellmittelpunkte verlaufenden günstigsten Weges zwischen beiden Flächen (vgl. Abb. 24).

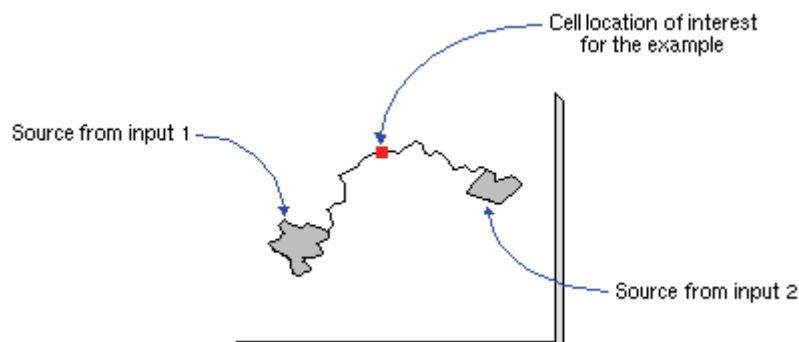


Abb. 24: Cost-Corridor-Analyse 2 (ArcGIS 9.2)

Eine Darstellung als Korridor ergibt sich durch Selektion aller Zellen mit einem Zellwert unterhalb eines festzulegenden Maximalwertes. Die Differenz zwischen diesem Maximalwert und den Kosten des günstigsten Pfades zwischen den Flächen bestimmt die durchschnittliche Korridorbreite (vgl. Abb. 25).

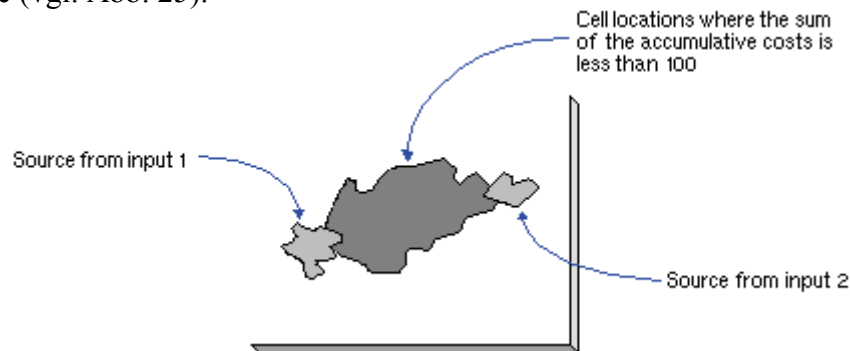


Abb. 25: Cost-Corridor-Analyse 3 (ArcGIS 9.2)

Die als Korridor dargestellte Fläche bildet einen Hinweis in Bezug auf die planerisch vor Inanspruchnahme durch entgegenstehende Raumnutzungen zu schützende Flächenkulisse. Hinweise auf Maßnahmen zur Entwicklung des Verbundkorridors lassen sich bspw. aufgrund der Form des Korridors (Engstellen) sowie aus der Betrachtung des Ergebnisses einer der Cost-Distance-Analysen (Bereiche entlang des Korridors mit auf kurzer Strecke schnell ansteigenden Gesamtkosten) ableiten.

3.3.4 Modellierung von Landschaftskonnektivität

Tiere bewegen sich mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit durch die Landschaft. Diese Bewegungen sind mit bestimmten ökologischen Aufwendungen verbunden (Energieverbrauch, Mortalitätsrisiken, Stress, etc.). Das Konzept der Landschaftskonnektivität stellt eine komplexe Integration der Wahrscheinlichkeiten von Tierbewegungen zwischen Habitatflächen und den mit diesen Bewegungen verbundenen ökologischen Aufwendungen dar (vgl. Merriam 1984; Taylor et al. 1993; With et al. 1997 sowie Adriaensen et al. 2007).

„The Matrix Matters“

(Ricketts 2001: Titel)

Die Landschaftsmatrix ist in Bezug auf die Wahrscheinlichkeiten sowie den ökologischen Aufwand von Tierbewegungen zwischen Habitatflächen ein entscheidender Faktor (vgl. Wiens 1997; Duncan et al. 1999; Tischendorf & Fahrig 2000, Moilanen & Hanski 2001; Ricketts 2001; Tischendorf & Fahrig 2001; Schadt et al. 2002 sowie Adriaensen et al. 2003). Der Einfluss der Landschaftsmatrix ist umso größer, je matrixgebundener eine Art ist. Least-Cost-Analysen modellieren die Konnektivität der Landschaftsmatrix zwischen Kernflächen invers, d.h. als Kostendistanz bzw. effektive Distanz zwischen Kernflächen (vgl. Adriaensen et al. 2003).

Um die effektive Distanz zwischen Kernflächen im Rahmen von Least-Cost-Analysen zu modellieren, wird die Bewertung aller im Einzelfall relevanten Rauminformationen in die Kostenoberfläche integriert. Die Auswahl von der Kostenoberfläche zu Grunde liegenden Eingangsdaten sowie die Regeln der Bewertung dieser Informationen im Rahmen der Kostenoberfläche definieren den der Analyse zugrundeliegenden Graphen und stellen daher die entscheidenden Schritte der Modellierung dar.

3.3.4.1 Eingangsdaten

Die Eingangsdaten müssen sich dazu eignen, Aussagen über die Landschaftskonnektivität zu treffen. Neben in allen bekannten Untersuchungen verwendeten Informationen über die Landnutzung bzw. über den Lebensraumtyp einer Fläche können hierfür – in Abhängigkeit von der jeweils betrachteten Art – noch weitere Informationen wie Exposition, Hangneigung, anthropogene Störungsintensität, Einfluss von Prädatoren etc. notwendig sein (vgl. bspw. Quinby et al. 1999; Hoctor et al. 2000; Singleton et al. 2002; Marulli & Mallarach 2005; Adriaensen et al. 2007 sowie Zlatanova et al. 2009).

Die Qualität der Ergebnisse der Least-Cost-Analysen wird durch die auf Basis der Eingangsdaten generierte Kostenoberfläche bestimmt. Da die Kostenoberfläche ein Rasterdatensatz ist, müssen im Vektorformat vorliegende Daten entsprechend konvertiert werden.

Die Qualität der konvertierten Daten wird entscheidend durch die Rasterzellengröße bestimmt, da größere Rasterzellen schlechter in der Lage sind, kleinflächige bzw. schmale bandartige Strukturen darzustellen (vgl. Adriaensen et al. 2003 sowie Driezen et al. 2007).

Soweit bspw. lineare Elemente wie Autobahnen als Barrieren bzw. Elemente mit hohen Kosten einen erheblichen Einfluss auf Wanderungskorridore haben können, ist die Qualität ihrer Darstellung im Rasterdatensatz von entscheidender Bedeutung für die Analyseergebnisse. Entstehen im Rahmen der Konversion von Vektordaten in das Rasterformat bspw. Unterbrechungen oder Schmalstellen in einer linearen Barriere, so wirken diese im Modell als Durchlässe bzw. Stellen mit reduzierten Überwindungskosten.

Um Effekte wie die konversionsbedingte Unterbrechung von linearen Elementen zu verhindern, muss die Größe der Rasterzellen an die Größe der kleinsten relevanten Elemente der Landschaftsmatrix angepasst werden. Die Bildung von konversionsbedingten Veränderungen in der Breite von Elementen ist grundsätzlich nicht zu verhindern, beschränkt sich jedoch auf die Größe einer Rasterzelle.

Je kleiner bzw. schmaler eine Struktur ist und je höher gleichzeitig die ihr zugeordneten Kosten sind, desto eher ergeben sich ergebnisrelevante Effekte aus Mängeln bei der Konversion in das Rasterformat. Um diese Effekte zu vermeiden bzw. möglichst klein zu halten, gilt in Bezug auf die Rasterzellengröße grundsätzlich: Je kleiner, desto besser.

Soweit es die zur Verfügung stehenden Rechenkapazitäten zulassen¹, hat sich folgende Grundregel als sinnvoll erwiesen: Die Kantenlänge der Rasterzellen sollte höchstens der Hälfte des kleinsten Durchmessers relevanter Landschaftselemente entsprechen (vgl. Adriaensen et al. 2007; Adriaensen & Matthysen mündl. am 27.04.2009).

3.3.4.2 Unsicherheit bei der Bewertung von Kosten

Die Kostenoberfläche trifft sowohl Aussagen in Bezug auf die Wahrscheinlichkeiten von Tierbewegungen als auch in Bezug auf die damit verbundenen ökologischen Aufwendungen: Die Kosten stehen für die Kombination aus dem Anteil der Individuen einer Art, welche in der Lage und willens sind, die Zelle zu durchqueren und den für die Durchquerung notwendigen ökologischen Aufwendungen. Es handelt sich jedoch nicht gleichzeitig um einen Ausdruck der Geschwindigkeit von Bewegungen (vgl. Ferreras 2001 Schadt et al 2002; Adriaensen 2003 sowie Drielsma 2007).

¹ Für Least-Cost-Analysen mit ArcGIS 9.2 ergeben sich aus der zur Verfügung stehenden Rechenkapazität folgende Wirkungen: Während die Prozessorleistung die Berechnungsdauer einzelner Analyseschritte bestimmt, stellt die Größe des Hauptspeichers einen limitierenden Faktor dar. Ein im Verhältnis zu Untersuchungsgebiet und Rasterzellengröße zu kleiner Hauptspeicher führt dazu, dass die Analysen nicht durchführbar sind.

Die Einheit der Kosten ist grundsätzlich metrisch bzw. wird durch die Rasterzellengröße der Kostenoberfläche definiert: Der jeweilige Kostenwert entspricht den Kosten eines Weges von der Länge einer Rasterzelle durch die jeweilige Zelle. Die der Kostenbewertung zu Grunde liegende Skala ist daher eine metrische bzw. äquidistante Kardinalskala.

Vor dem Hintergrund des unvollständigen ökologischen Wissens in Bezug auf artspezifische Bewegungswahrscheinlichkeiten, den ökologischen Aufwand von Bewegungen und die kausalen Zusammenhänge zwischen beidem erscheint es kaum möglich, die Kosten der Durchwanderung unterschiedlicher Raumeinheiten zutreffend auf der äquidistanten Kostenskala abzubilden.

Der bspw. von Vogel et al. (2009) gewählte Ansatz, Kosten auf Basis von Präsenz- und Absenzdaten zu ermitteln, bleibt unbefriedigend: Der Zusammenhang zwischen der Präsenz bzw. Absenz von Individuen und dem Flächennutzungs- bzw. Habitattyp von Flächen lässt möglicherweise Rückschlüsse auf ordinale Habitatpräferenzen zu. Aussagen in Bezug auf die Fähigkeit eines Organismus zur Überwindung von Matrixelementen sind jedoch nicht möglich. Die Berechnung kardinaler Kostenwerte aus Präsenz- bzw. Absenzdaten ist daher nicht inhaltsvalide.

Für viele Arten ist die Bewertung von Raum- und Umweltinformationen vor dem Hintergrund des zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens auf einer Ordinalskala möglich. Weiterhin lassen sich aus dem vorhandenen Wissen in Bezug auf die Sensitivität einer Art gegenüber Fragmentierung zumindest qualitative Hinweise in Bezug auf die Größe der relativen Abstände zwischen den ordinalen Niveaus des Kostensets ableiten. Die aus der Unvollständigkeit des zur Verfügung stehenden artspezifischen ökologischen Wissens resultierende Unsicherheit betrifft damit hauptsächlich die exakten relativen Abstände zwischen den einzelnen Kostenniveaus und weniger ihre ordinale Rangfolge.

Diese vor dem Hintergrund des bestehenden artökologischen Wissens nicht zu vermeidende Unsicherheit kann im Rahmen der Modellierung berücksichtigt werden, indem ein Spektrum denkbarer Varianten der Transformation der ordinalen in kardinale Skalenniveaus integriert wird. Dieses Spektrum kann durch mehrere Kostensets für eine Zielart bzw. einen ökologischen Anspruchstyp oder durch ein Set von Zielarten mit unterschiedlicher Sensitivität (unterschiedlichen relativen Abständen) und sonst gleichen Ansprüchen dargestellt werden. Die Gültigkeit der Ergebnisaussagen der Modellierung für eine Art steht damit nicht unter der Prämisse eines einzelnen Sets kardinaler Kostenniveaus, sondern bleibt bestehen, solange das „wahre“ Kostenset einer Art innerhalb des im Rahmen der Modellierung berücksichtigten Spektrums repräsentiert wird. Das Spektrum der durch die Zielarten bzw. der durch sie vertretenen ökologischen Anspruchstypen bedingten Kostensets bestimmt den Mitnahmeeffekt der Modellierung: Ein errechneter günstigster Korridor ist für alle Arten gültig, deren „wahres“ Kostenset in das im Rahmen der Modellierung berücksichtigte Spektrum fällt.

3.3.4.3 Kostensets

Bei der Festsetzung von artspezifischen Kostensets gilt es zunächst einige grundsätzliche Implikationen zu berücksichtigen:

Im Rahmen von Least-Cost-Analysen ergebnisrelevant sind alleine die relativen Abstände zwischen den Kostenniveaus: Die Multiplikation aller Kostenniveaus mit einem konstanten Faktor wirkt sich zwar auf die Gesamtkosten von günstigsten Pfaden aus, jedoch nicht auf ihre räumliche Lage.

Ein stärker gespreiztes Kostenset mit größerem Abstand zwischen den minimalen und den maximalen Kostenwerten hat zur Folge, dass das relative Gewicht der metrischen Distanz zwischen Ziel- und Quellflächen gegenüber den Kosten der zu durchquerenden

Matrizelemente zurücktritt. Mit zunehmender Spreizung entstehen so immer längere günstigste Wege bzw. größere Abweichungen von der kürzesten metrischen Geraden zwischen Ziel- und Quellfläche (vgl. Schadt et al. 2002). Ein gering gespreiztes Kostenset hat hingegen ein geringeres Gewicht der Kosten im Vergleich zur metrischen Distanz zur Folge: Werden allen Flächen identische Kosten zugewiesen, verhalten sich Least-Cost-Analysen wie euklidische Distanzanalysen.

Vor diesem Hintergrund erscheint es grundsätzlich sinnvoll, matrixabhängigeren Arten ein stärker gespreiztes Kostenset zuzuordnen als matrixunabhängigeren Arten, die sich durch bzw. über die Landschaftsmatrix bewegen können, „wie der Vogel fliegt“.

Eine stärkere Spreizung des Kostensets hat weiterhin zur Folge, dass die Gefahr steigt, dass Mängel in der Qualität der Eingangsdaten (bspw. konversionsbedingte Unterbrechungen und Breitenschwankungen in linearen Elementen mit sehr hohen Kosten) einen stärkeren Einfluss auf die Analyseergebnisse haben.

In den wenigsten Studien werden Barrieren tatsächlich als solche modelliert. Dieses kann geschehen, indem ihnen der Wert 'No Data' zugewiesen wird (vgl. bspw. Hootcor et al. 2000). In diesem Fall werden die entsprechenden Rasterzellen aus der Analyse ausgeschlossen und bilden somit absolute Barrieren.

Statt der Zuweisung des Wertes 'No Data' werden Barrieren durch Vergabe des jeweils höchsten Kostenniveaus im Kostenset modelliert. Auf diese Weise können günstigste Pfade Barrieren überwinden und liefern die Information, an welcher Stelle dieses geschieht. Hieraus lassen sich bspw. Aussagen in Bezug auf die optimale Allokation von Grünbrücken über Autobahnen ableiten (vgl. Zlatanova et al. 2009).

Die Kosten von Barriereelementen werden nur in sehr wenigen publizierten Kostensets mit mehr als den 300-fachen Kosten des minimalen Kostenwertes (primäre Habitatflächen) im jeweiligen Set betont. Ein Beispiel für eine extreme Kostenspreizung von 1 : 100.000 findet sich bspw. bei Hootcor et al. (2000).

Da sich die Kosten als hochgradig aggregiertes Konstrukt aus den Wahrscheinlichkeiten von Tierbewegungen sowie den damit verbundenen ökologischen Aufwendungen bislang regelmäßig der empirischen Messung entziehen, erfolgt die Festlegung von Kostenniveaus in nahezu allen bekannten Untersuchungen aufgrund von Expertenmeinungen (vgl. Schadt et al. 2002; Adriaensen et al. 2003; Chardon et al. 2003; Verbeylen et al. 2003; Ray & Burgman 2006; Rouget et al. 2006 sowie Beier et al. 2007, 2008). Die aufgrund von Expertenmeinungen festgesetzten Kostensets, welche im Rahmen von publizierten Konnektivitätsanalysen genutzt werden, lassen sich in drei Typen gliedern (vgl. S. 91 Abb. 26):

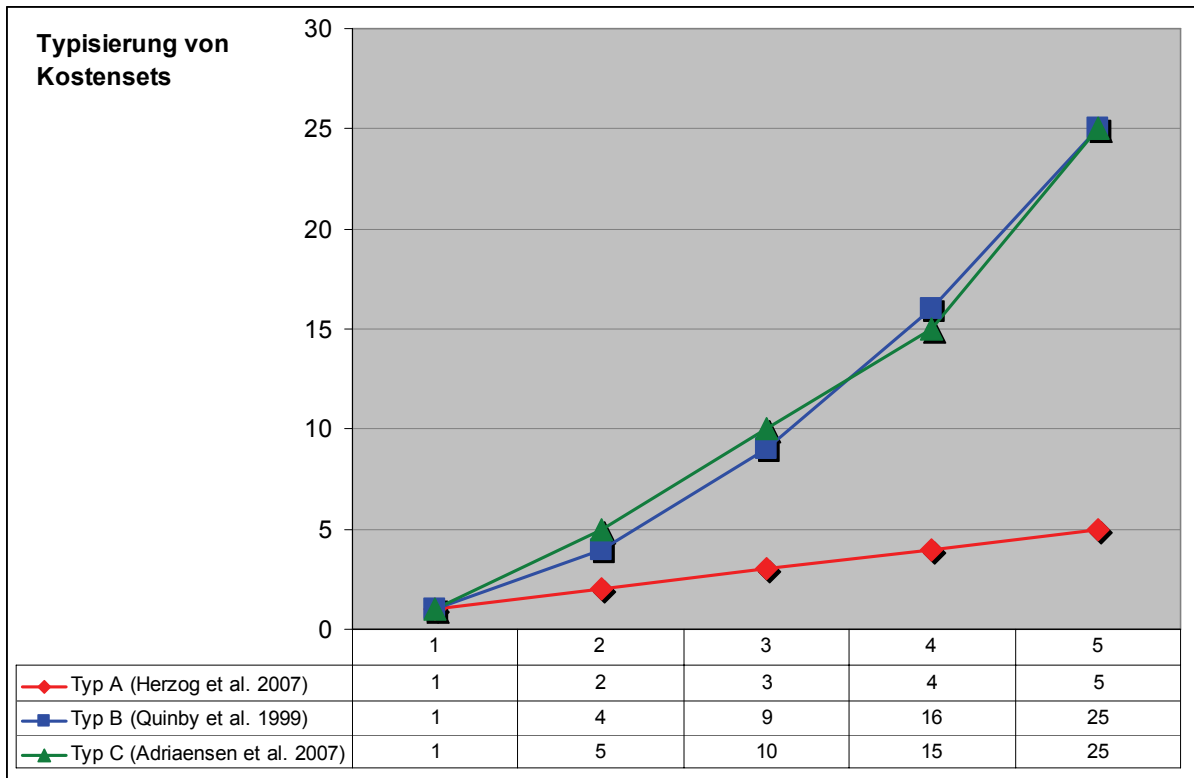


Abb. 26: Typisierung von Kostensets

- Typ A: Hier handelt es sich um Ordinalskalen, deren Niveaus unmittelbar als kardinale Kostenwerte interpretiert werden. Es ist keine Studie bekannt, die eine ökologische Begründung für diese Vorgehensweise liefert. Als Beispiel können die von Herzog et al. (2007) unmittelbar als Kostenset einer Cost-Distance-Analyse eingesetzten ordinalen „Raumwiderstandsklassen“ für neun Zielarten dienen.
- Typ B: Diese Kostensets stellen einfache exponentielle Funktionen der Ordinalskala dar. Ihnen liegt die Annahme zu Grunde, dass die Kosten von Matrixelementen, insb. die von Barrieren, gegenüber Habitatflächen stärker hervortreten als dieses im Rahmen einer kardinalen Interpretation der Ordinalskala abgebildet würde. Diese Annahme liegt allen bekannten publizierten Kostensets zu Grunde, die keine unmittelbare Verwendung der Ordinalskala darstellen. Bei diesem Typ wird weiter davon ausgegangen, dass die kardinalen Abstände zwischen den ordinalen Niveaus entlang der Ordinalskala zunehmen. Diese Grundannahmen können mit Hilfe einfacher exponentieller Funktionen der Ordinalskala abgebildet werden, wobei die Wahl der jeweiligen Funktion aufgrund von Expertenmeinung erfolgt. Ein Beispiel hierfür ist das von Quinby et al. (1999) für Wölfe (*Canis lupus lycaon*) publizierte Kostenset. Die Funktion des Kostensets wurde für die vergleichende Darstellung in Abb. 26 durch 2 dividiert.
- Typ C: Bei diesen Kostensets werden Matrixelemente, insb. Barrieren, ebenfalls mit im Vergleich zu einer kardinalen Interpretation der Ordinalskala höheren Kosten bewertet. Die kardinalen Kostenwerte der ordinalen Niveaus werden hier jedoch nicht formelbasiert aus der Ordinalskala abgeleitet, sondern einzeln aufgrund von Expertenmeinung festgesetzt. Ein Beispiel sind die von Adriaensen et al. (2007) auf Basis mehrerer Expertenworkshops definierten Kostensets für Waldvögel und Waldschmetterlinge in Kenia (in Abb. 26 wird der Kostenset „R4“ dargestellt).

Die bislang einzigen Versuche, einen Kostenset im Labor experimentell zu ermitteln, bleiben unbefriedigend: Stevens et al. (2004) simulierten unterschiedliche Landschaftskomponenten

(Sand, Straße bzw. Zement, Wald bzw. Laub, Acker, gemähte Wiese) in Terrarien (185 cm x 185 cm x 10 cm). Auf Basis der beobachteten Bewegungen von juvenilen Kreuzkröten (*Bufo calamita*) in den simulierten Umgebungen wird ein Kostenset berechnet ('1' Sand, '1,5' Zement, '2' Acker, '2,5' Wiese, '5' Wald). Dieses Kostenset berücksichtigt jedoch nur die Implikationen der Beschaffenheit des Untergrundes für die Vagilität der Tiere und lässt damit entscheidende Faktoren wie Habitatqualität, Gefahren, Verhalten etc. unberücksichtigt. In einem Folgeexperiment (vgl. Stevens et al. 2006) wurden in Y-förmigen Terrarien Entscheidungen der Kreuzkröten zwischen alternativen Wegen mit den zuvor schon verwendeten Untergründen herbeigeführt. Die Entscheidung der Kreuzkröten wurde vom Untergrund beeinflusst: Sie bevorzugten Sand, Zement und überraschender Weise auch den ihre Vagilität stark einschränkenden simulierten Waldboden, während Acker und gemähte Wiese gemieden werden.

Die Versuchsaufbauten von Stevens et al. (2004; 2006) lassen das Verhalten der Kreuzkröten in der natürlichen Umgebung sowie weitere entscheidende Komponenten funktionaler Konnektivität wie bspw. die Funktion von Straßen als Senken unberücksichtigt.

Festzustellen ist: Ein alle Aspekte funktionaler Konnektivität berücksichtigendes Kostenset lässt sich aufgrund derartiger Laborexperimente bislang für keine Art herleiten.

Als bislang beste Möglichkeit, Kostensets mit einem echten Außenkriterium zu validieren, kann die von Driezen et al. (2007) publizierte Methode angesehen werden: Die Autoren vergleichen 21 durch Telemetry erfasste Bewegungspfade von Igel (*Erinaceus europaeus*) mit Zufallspfaden und belegen, dass die beobachteten Exemplare günstigere als zufällige Pfade wählen. Diese Aussage bleibt über ein Spektrum von vor dem Hintergrund des zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens möglich erscheinenden Kostensets zutreffend. Gleichzeitig wird belegt, dass die beobachteten Pfade ungünstiger als Zufallspfade sind, falls offensichtlich falsche Kostensets verwendet werden. Driezen et al. (2007) ermitteln aus 12 unterschiedlichen Kostensets jenes, welches am besten den beobachteten Bewegungen entspricht. Hierbei handelt es sich um das einzige bislang veröffentlichte Kostenset, welches durch beobachtete Bewegungen von Individuen in der Landschaft, d.h. durch Vergleich mit einem echten Außenkriterium, validiert wurde.

Das validierte Kostenset (vgl. S. 93 Abb. 27) zeigt deutlich zunehmende Abstände zwischen den meisten ordinalen Niveaus und eine besondere Betonung von Barriereelementen. Es erwies sich als zutreffender als Kostensets mit höherer bzw. geringerer Spreizung, welche primäre Habitatflächen ebenfalls mit '1' und Barriereelemente mit '20', '30'; '100', '300' oder '1000' bewerteten. Auch Kostensets mit ähnlicher Betonung von Barrieren, aber einer stärkeren Nivellierung des Anstiegs der relativen Abstände (bspw. '1', '5', '15', '20', '30', '40', '70', '100') erwiesen sich im Vergleich als weniger zutreffend.

Kostensets für andere Arten können dadurch hergeleitet werden, dass die jeweilige Art in Bezug auf Bewegungsform, Verhalten etc. mit dem Igel verglichen wird. Ist bspw. davon auszugehen, dass eine Art wie die Erdkröte (*Bufo bufo*) noch sensitiver auf Barrieren bzw. Senken in Form von stark befahrenen Straßen reagiert, so können die entsprechenden relativen Abstände größer als bei dem Igel-Referenzset gewählt werden. Auf diese Weise kann das Risiko, dass ein Kostenset erhebliche ergebnisrelevante Fehleinschätzungen beinhaltet, erheblich gemindert werden.

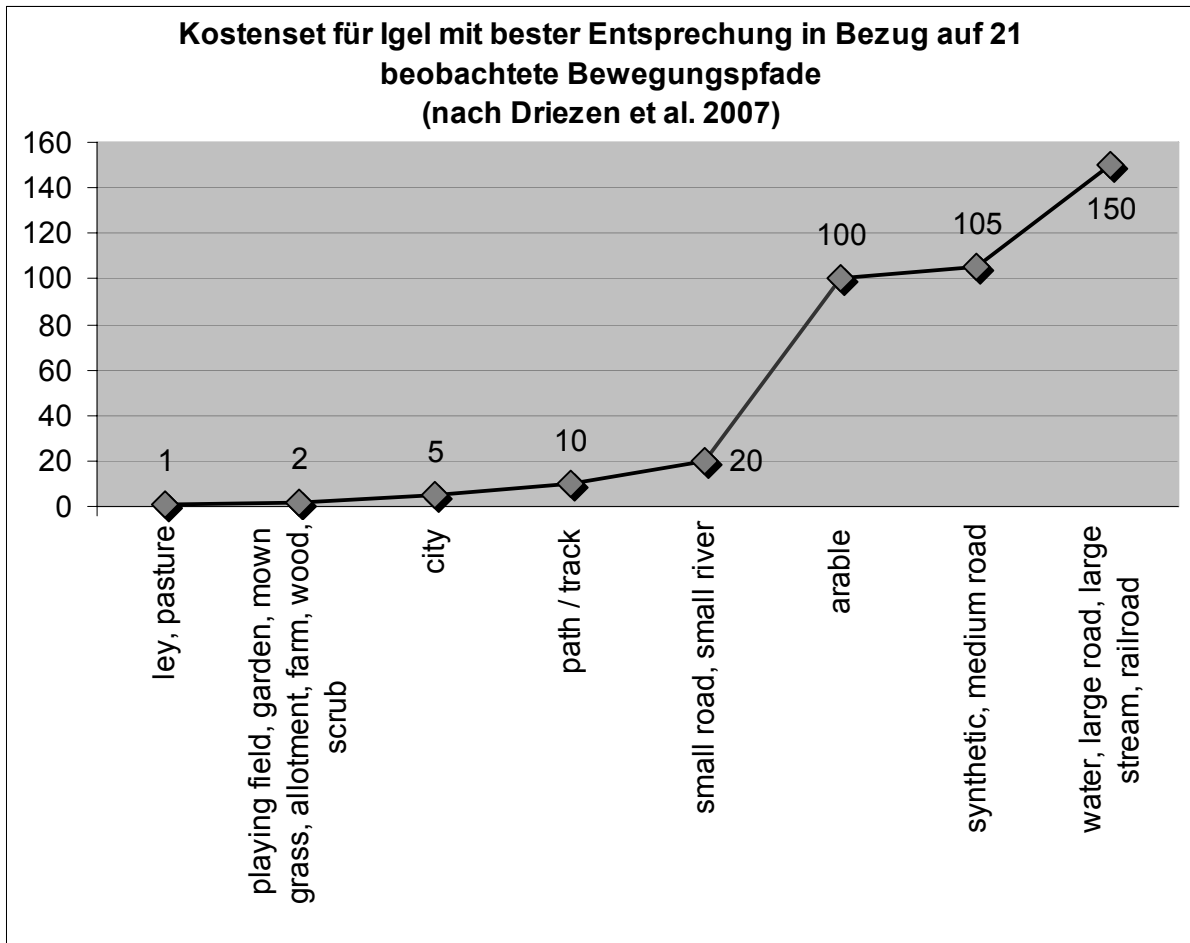


Abb. 27: Kostenset für Igel mit bester Entsprechung in Bezug auf 21 beobachtete Bewegungspfade (eigene Darstellung von Daten nach Driezen et al. 2007)

Der Igel ist aufgrund seiner Fähigkeiten, die Ressourcendichte des von Fressfeinden weitgehend freien urbanen Umfeldes auszunutzen sowie das Risiko des Straßentodes - im Vergleich zu anderen Tieren und im Falle von wenig befahrenen Straßen - relativ effektiv zu vermeiden, gut an die Koexistenz mit dem Menschen in einem urbanen Umfeld angepasst (Rondinini & Doncaster 2002). Obwohl in Westeuropa pro Straßenkilometer und Jahr durchschnittlich zwischen ein und zwei Igel überfahren werden (vgl. Huijser et al. 1998), erreichen Igel in einem urbanen Umfeld höhere Populationsdichten als in ländlichen Gegenden (vgl. Doncaster 1994 sowie Huijser 1999).

Reeve (1994), Mulder (1999) sowie Rondinini & Doncaster (2002) beschreiben, dass Igel eine Straße in einer charakteristischen Körperhaltung überwinden: Sie bewegen sich rennend, mit eingezogenem Bauch und lang gestreckten Beinen. Ansonsten bewegen sie sich eher geduckt fort – auch wenn sie sich bspw. auf der Jagd mit maximaler Geschwindigkeit bewegen.

Rondinini & Doncaster (2002) haben die Bewegungsmuster von je acht Igel auf zwei Testflächen mittels Radiotelemetrie bzw. direkter Beobachtung erfasst. Bei mehr als 75% der Bewegungsmuster bzw. der Hälfte der beobachteten Igel wurde keine Straße überquert. Hauptstraßen und Autobahnen wurden in keinem Fall überquert. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine bestimmte Straße überquert wurde, verhielt sich umgekehrt proportional zur Straßenbreite, was der bei der Modellierung über eine Kostenoberfläche entstehenden Wirkung entspricht.

Eine Feldstudie von Doncaster et al. (2001) zeigt, dass Hauptstraßen und Autobahnen für Igel, welche sich aus einem schlecht geeigneten Habitatkomplex heraus ausbreiten, keine absoluten

Barrieren darstellen. Der Austausch von genetischem Material über Autobahnen hinweg reicht aus, um eine genetische Differenzierung der Subpopulationen beiderseits der Trasse zu verhindern (vgl. Becher & Griffiths 1998). Der Austausch kommt insbesondere durch während der Brunftzeit wandernde Männchen zu Stande (vgl. Reeve & Huijser 1999 sowie Smit & Meijer 1999). Für einzelne Individuen wurde von Rondinini & Doncaster (2002) sogar eine hohe Habitatpräferenz für Straßenbegleitgrün ermittelt, welches als Ruheplatz während des Tages aufgesucht wurde. Unbekannt ist, ob diese individuelle Habitatpräferenz für Straßenbegleitgrün zu einer höheren Wahrscheinlichkeit führt, auf der Straße überfahren zu werden.

3.3.4.4 Zwischenfazit

Die Herleitung der Kostensets kann vor dem Hintergrund des eingeschränkten vorhandenen ökologischen Wissens als das zentrale methodische Problem von Cost-Corridor-Analysen betrachtet werden:

Die Sensitivität der Modellergebnisse von Cost-Corridor-Analysen in Bezug auf Änderungen der ordinalen Rangfolge sowie der relativen Abstände zwischen Kostenniveaus kann durch entsprechende Modelldurchläufe überprüft werden. Hierbei hat sich vielfach gezeigt, dass Cost-Corridor-Analysen grundsätzlich wenig sensitiv auf Änderungen der relativen Abstände von Kostenniveaus reagieren (vgl. bspw. Quinby et al. 1999; Adriaensen et al. 2000; Schadt et al. 2002; Verbeylen et al. 2003; Adriaensen et al. 2007 sowie Beier et al. 2008). Es ist keine Studie bekannt, deren Ergebnisse auf die Möglichkeit des Bestehens einer erheblichen Sensitivität der Ergebnisse von Cost-Corridor-Analysen gegenüber geringen Änderungen der relativen Abstände von Kostenniveaus hinweisen.

Vor diesem Hintergrund ist zu erwarten, dass aus der Unvollständigkeit des zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens resultierende Fehler in Bezug auf die Kalibrierung der Kostensets solange keine erheblichen Auswirkungen auf die Ergebnisse haben, wie sie nicht zu massiven Fehleinschätzungen in Bezug auf die relativen Abstände oder in Bezug auf die ordinale Rangfolge von Kostenniveaus führen. Derartige erhebliche Fehleinschätzungen können jedoch auf Basis des eingeschränkten vorhandenen ökologischen Wissens für viele Arten ausgeschlossen werden.

Auf Least-Cost-Analysen basierende Modellierungen von Korridoren beziehen sich jeweils auf eine Quell- und eine Zielfläche. Zur Berechnung eines Netzes von Korridoren ist daher eine entsprechend hohe Anzahl von Arbeitsschritten notwendig. Hierdurch ist die Methode zur Berechnung von großen Netzstrukturen nur mit erheblichem – jedoch grundsätzlich automatisierbarem – Rechenaufwand einsetzbar.

Least-Cost-Analysen sind nicht in der Lage, den Trittsteineffekt befriedigend zu simulieren. Das Vorhandensein von Trittsteinen auf einem Pfad zwischen zwei Kernflächen sollte die effektive Distanz senken, d.h. Trittsteine müssten negative Kosten haben. Die Vergabe von negativen Kosten ist jedoch bislang technisch nicht möglich. Eine Möglichkeit, Trittsteine zu modellieren, besteht darin, sie selbst als Ziel- bzw. Quellflächen einzusetzen – hierdurch kann jedoch der im Rahmen einer Analyse notwendige Rechenaufwand erheblich steigen.

Die Qualität der Ergebnisse einer Least-Cost-Modellierung hängt – wie die jeder anderen Analyse auch - von der Qualität der Eingangsdaten ab. Die Qualität der Eingangsdaten wird insbesondere durch die Transformation von zumeist im Vektorformat vorliegenden Daten in das Rasterformat beeinflusst. Es gilt: Je kleiner die Rasterzellengröße, desto kleiner die entstehenden Probleme und desto größer die erforderliche Rechenkapazität.

Die ersten publizierten Least-Cost Analysen arbeiteten mit Rasterzellengrößen im Bereich von mehreren 100 m Kantenlänge (vgl. bspw. Quinby et al. 1999 sowie Hootor et al. 2000).

Moderne Arbeitsplatzrechner können jedoch ausreichend große Datenmengen verarbeiten, um auch bei regionalen Analysen mit Zellen von 30 m Kantenlänge und weniger arbeiten zu können (vgl. bspw. Adriaensen et al. 2007 sowie Zlatanova et al. 2009).

Unter den Least-Cost-Analysen ist die Cost-Corridor-Analyse zur Modellierung funktionaler Konnektivität zwischen Kernflächen die grundsätzlich geeignetste: Cost-Path-Analysen weisen nur den günstigsten Pfad aus und ermöglichen so keine Aussagen in Bezug auf die Korridorbreite bzw. die Umgebung des günstigsten Pfades. Sie reagieren sowohl in Bezug auf Mängel in der Konsistenz der Kostenoberfläche (bspw. Unterbrechungen in linearen Barrieren) als auch auf Änderungen der Kostenniveaus sensitiver als Cost-Corridor-Analysen. Soweit im Rahmen einer Untersuchung nicht die Möglichkeiten bestehen, Konnektivität unmittelbar (bspw. anhand von wandernden Individuen) zu messen, stellen Cost-Corridor-Analysen aktuell das am besten geeignete Modell zur Operationalisierung von Landschaftskonnektivität dar:

- Das entscheidende methodische Probleme von Least-Cost-Analysen in Bezug auf die Parametrisierung bzw. Herleitung der Kostensets stellt sich bei allen komplexeren Möglichkeiten der Operationalisierung von Landschaftskonnektivität (bspw. über populationsbiologische Modelle oder individuenbasierte Modelle) in mindestens gleichem Ausmaß.
- Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass sich die Besiedlung von Flächen durch Tierarten besser durch Least-Cost-Analyse als durch metrische Distanzanalysen prognostizieren lässt (vgl. Chardon et al. 2003 sowie Verbeylen et al. 2003). Entsprechende Hinweise existieren ebenfalls in Bezug auf die Anzahl von Wanderungen zwischen Habitatflächen (vgl. Sutcliffe et al. 2003). Weiterhin ist durch mehrere Beispiele belegt, dass sich zwischen der genetischen Distanz von Populationen und der durch Least-Cost-Analysen modellierten effektiven Kostendistanz stärkere Korrelationen ergeben als zwischen genetischer Distanz und euklidischer Distanz (vgl. Coulon et al. 2004; Vignieri 2005 sowie Stevens et al. 2006).
- Verbeylen et al. (2003) vergleichen die Aussagekraft von Least-Cost-Analysen in Bezug auf die Präsenz von Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) in 354 Habitatflächen der Region Brüssel mit der Aussagekraft anderer Analyseverfahren sowie verschiedenen Modellen der Kombination von zur Indikation von Konnektivität eingesetzten Landschaftsstrukturmaßen. Neben dem auch aus anderen Publikationen bekannten Ergebnis, dass effektive Distanzen Landschaftskonnektivität besser abbilden als euklidische Distanzen, belegen Verbeylen et al., dass die Ergebnisse von Least-Cost-Analysen auch eine höhere Aussagekraft als die vielfach eingesetzte „Hanski-Measure“ (vgl. Hanski 1994) haben. Die „Hanski-Measure“ kombiniert die euklidischen Distanzen zu Quellflächen sowie ihre Größen. Die Aussagekraft der „Hanski-Measure“ lässt sich durch den Ersatz der euklidischen Distanzen durch effektive Kostendistanzen verbessern. Das getestete Modell mit der höchsten Aussagekraft berücksichtigt die effektiven Kostendistanzen zwischen Quellflächen, nicht jedoch Größe und Qualität der Quellflächen. Diese Faktoren wirken sich primär auf die Größe der Subpopulationen aus. Hieraus folgern Verbeylen et al. (2003), dass die Qualität von Habitatflächen bzw. die Größe von Subpopulationen - im untersuchten Beispiel - eine im Vergleich zu den durch Least-Cost-Analysen fokussierten Matrixeffekten zu vernachlässigende Rolle bei der Erklärung der Wirkungen von Isolation bzw. Konnektivität spielen.

4 Vorgehensweise

Die im Folgenden dargestellte methodische Vorgehensweise orientiert sich an den dieser Arbeit zugrunde liegenden Forschungsfragen (vgl. Kap. 2.3 & 2.4). Diese beziehen sich einerseits auf die Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge in einem künftigen Regionalplan Metropole Ruhr und andererseits auf methodische Aspekte der eingesetzten Least-Cost-Analysen.

4.1 Abgrenzung des Untersuchungsraumes

Obwohl es – dem Lauf des Namen gebenden Flusses entsprechend – logisch erscheint, dem Ruhrgebiet grundsätzlich nur rechtsrheinische Gebiete zuzuordnen, finden sich in der Diskussion unterschiedliche räumliche Abgrenzungen. So vertritt bspw. Zöpel die Ansicht, dass nicht nur das gesamte Verbandsgebiet des Regionalverbandes Ruhr (inklusive der Gebiete am linken Niederrhein), sondern auch die Stadt Düsseldorf sowie der gesamte Kreis Mettmann der „Weltstadt Ruhr“ zuzuordnen sind (vgl. Zöpel 2005: 121f).

Wie auch immer die Metropole Ruhr abzugrenzen ist – der hier betrachtete Untersuchungsraum basiert auf dem System landesweiter Biotopverbundkorridore und Regionaler Grünzüge: Die Rheinaue, das Ruhrtal sowie die Lippeaue werden im Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (vgl. MURL 1997) als Biotopverbundkorridore von landesweiter Bedeutung und damit als Teil eines die Landesgrenzen Nordrhein-Westfalens überschreitenden Biotopverbundsystems dargestellt. Regionales Ziel des Biotopverbundes innerhalb der Metropole Ruhr ist die Schaffung von Verknüpfungen zwischen diesen landesweiten Biotopverbundkorridoren durch die zentrale Ballungszone hindurch.

Auf dem Gebiet der Städte Duisburg und Mülheim an der Ruhr erstreckt sich der Untersuchungsraum – der ursprünglichen Darstellung des Systems der Regionalen Grünzüge folgend – auch auf Bereiche südlich der Ruhr. Das Ruhrtal ist in diesem Bereich intensiv baulich in Anspruch genommenen. Die reale Flächenutzung im Bereich um den Binnenhafen der Stadt Duisburg steht im Widerspruch zur im Entwurf des Landschaftsprogramms NRW (vgl. MURL 1997) dargestellten Funktion als landesweiter Biotopverbundkorridor. Vor diesem Hintergrund wird anstelle des nördlichen Ruhrufers der südliche Stadtrand der Städte Duisburg und Mülheim an der Ruhr als Begrenzung des durch die Regionalen Grünzüge zu durchquerenden Untersuchungsraumes angesehen.

Der Untersuchungsraum für die folgenden Analysen wird damit an den landesweiten Biotopverbundkorridoren (Rhein, Ruhr, Lippe) bzw. entlang der südlichen Grenzen von Duisburg und Mülheim an der Ruhr sowie entlang der Grenzen von Bergkamen, Kamen, Dortmund und Schwerte östlich des Grünzuges G abgegrenzt.

Die Quell- bzw. Zielflächen sämtlicher Least-Cost-Analysen bilden zwei 50 m breite Streifen entlang des nördlichen Ruhr- bzw. südlichen Lippeufers. Die Ergebnisse der Analysen beschreiben damit die Funktion für einen Nord-Süd-Verbund zwischen Lippeaue und Ruhrtal. Der auf diese Weise abgegrenzte Untersuchungsraum ist inklusive der beiden Ziel- bzw. Quellflächen 2.062 km² groß.

Die Ergebnisse von Least-Cost-Analysen werden von der durch eine Kostenoberfläche repräsentierten Landschaftsmatrix einerseits sowie der zu überwindenden euklidischen bzw. metrischen Distanz andererseits beeinflusst. In Bezug auf die metrische Distanz ist die Länge des kürzesten Weges zwischen den Zielflächen durch eine jeweilige Rasterzelle relevant. Diese Distanz ist innerhalb des Untersuchungsraumes unterschiedlich (vgl. S. 97 Abb. 28):

- Die minimale metrische Distanz durch Bereiche im Osten Dortmunds beträgt 18.630 m.
- Die maximale metrische Distanz durch Bereiche entlang des Rheins beträgt 36.123 m

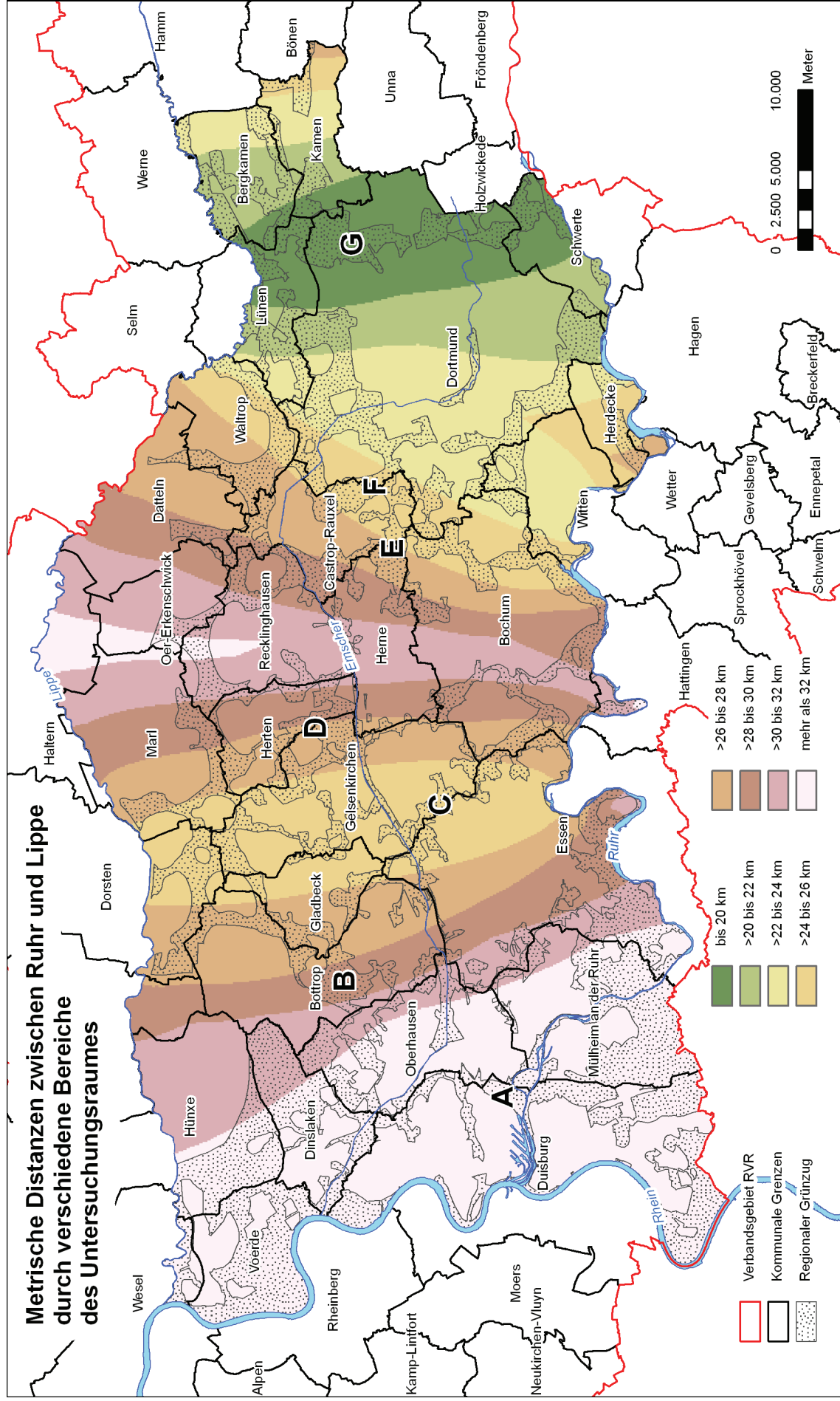


Abb. 28: Metrische Distanzen zwischen Ruhr und Lippe durch verschiedene Bereiche des Untersuchungsraumes

4.2 Analyse des strukturellen Verbundes

Die Analyse des strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume dient der Beantwortung der folgenden Forschungsfragen:

- P1a** Wo sind zusammenhängende Freiraumkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?
P1b In welchem Maß entspricht die bestehende regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbar Freiraumkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

Zur Beantwortung dieser Forschungsfragen werden Cost-Corridor-Analysen auf Basis von Landnutzungsklassen durchgeführt. Die folgende Abbildung 29 gibt einen Überblick über die im Anschluss beschriebene Vorgehensweise.

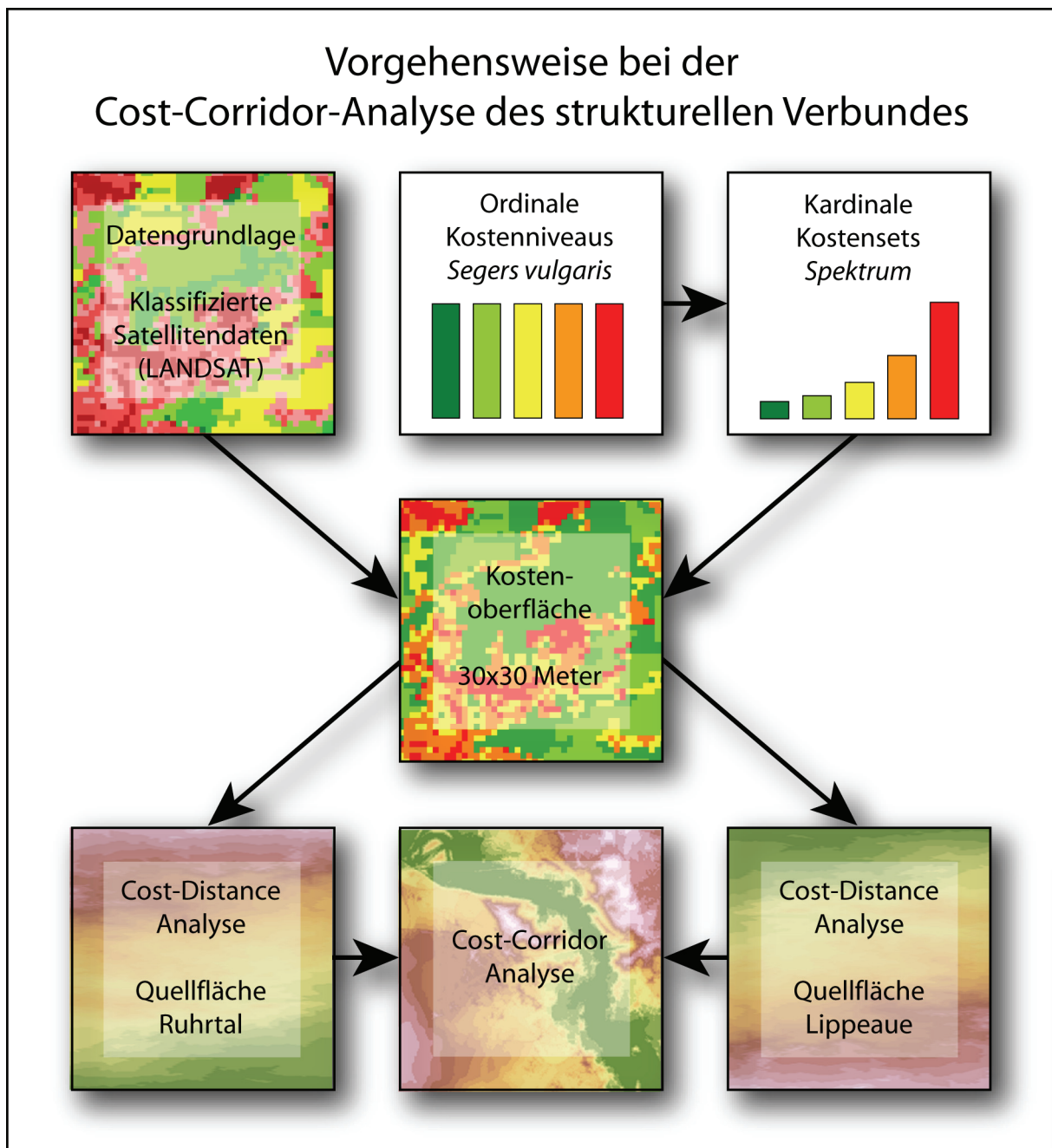


Abb. 29: Vorgehensweise bei der Analyse des strukturellen Verbundes

4.2.1 Datengrundlage

Die räumliche Datengrundlage der Cost-Corridor-Analysen bildet die LANDSAT-Satellitenbilddatenauswertung (2005) des Zentrums für Fernerkundung der Erdoberfläche (ZFL) der Universität Bonn.

Das ZFL hat auf Basis der LANDSAT-Daten (vgl. Website LANDSAT) mit Hilfe von für Trainingsgebiete ermittelten spektralen Eigenschaften und zugehörigen statistischen Kennwerten im Untersuchungsgebiet 10 unterschiedliche Landnutzungsklassen differenziert. Zur besseren Trennung von in Bezug auf die spektralen Eigenschaften ähnlichen Flächennutzungstypen wurde die Differenzierungsmethode um eine objektorientierte Klassifikation ergänzt. Die drei Versiegelungsklassen (gering <40%; mittel 40-80% sowie hoch >80%) wurden anhand des Anteils der Vegetation pro Rasterzelle bestimmt. Die räumliche Auflösung der Daten beträgt 30x30 Meter. Kontrollen ergaben eine Klassifikationsgenauigkeit von 91,6 Prozent, wobei Fehlklassifikationen in erster Linie durch die fließenden Grenzen innerhalb der Oberklassen Wald und Versiegelung zustande kommen. Ohne Differenzierung der Oberklassen Wald und Versiegelung beträgt die Klassifikationsgenauigkeit 97,7 Prozent (vgl. Website Flächennutzung NRW sowie Goetzke et al. 2006).

Die Daten der Satellitenbildklassifizierung des ZFL liegen für das gesamte Gebiet des Landes NRW vor und lassen sich auch künftig anhand von aktuellen LANDSAT-Daten schnell und kostengünstig generieren. Die räumliche Auflösung sowie die Anzahl der differenzierten Landnutzungsklassen erscheinen für die Analyse von Freiraumverbundkorridoren ausreichend, da es nicht zwingend notwendig erscheint, auf detailliertere Flächennutzungsinformationen (wie bei der Analyse des funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen) zurückzugreifen.

4.2.2 Ordinale Kostenniveaus

Ein struktureller Verbund zusammenhängender Freiräume bildet eine im Vergleich zum funktionalen Verbund zwischen Populationen und Biotopen diffuse Art der Operationalisierung von Biotopverbund (vgl. LÖBF 1999). Unklar bleibt, was genau miteinander verbunden werden soll bzw. welche Austauschprozesse hierdurch verbessert oder ermöglicht werden sollen. Die Operationalisierung von Biotopverbund als Verbund zusammenhängender Freiräume entspricht jedoch der ursprünglichen, am Bedürfnis nach landschaftsbezogener Erholung der Bevölkerung ausgerichteten Konzeption der Regionalen Grünzüge (vgl. Schmidt 1912: 65f).

Hier wird daher angenommen, dass die Operationalisierung des Biotopverbundes als struktureller Verbund zusammenhängender Freiräume nicht nur eine Generalisierung des Konzeptes des funktionalen Verbundes ist, sondern im Schwerpunkt das anthropozentrische Interesse an einem den Ballungsraum durchziehenden Netz verbundener Freiflächen für die landschaftsbezogene Erholung repräsentiert. Der auf funktionale Bezüge zwischen Populationen und Biotopen gerichtete Ansatz wird durch diesen strukturellen Verbund zusammenhängender Freiflächen um eine primär anthropozentrische Komponente ergänzt: Auf diese Weise werden menschliche Erholungsbedürfnisse in die Operationalisierung des Biotopverbundes implementiert. Um eine auf einen strukturellen Verbund zusammenhängender Freiräume gerichtete Bewertung der Landnutzungsklassen herzuleiten, wird ein stark generalisierter Anspruchstyp „*Segers vulgaris*“ entworfen². Dieser

² Seger: Ruhrgebietsdeutsch für Mann: "Ey, Segers!" - kumpelhafte Anrede für Bekannte und Freunde; „Der Erwin is schon`n tofften Seger!“ – möglicherweise mit ironischer Bedeutung geäußerte Belobigung des Herrn Erwin.

Anspruchstyp repräsentiert das anthropogene Interesse an einem zusammenhängenden Verbund zur Erholung geeigneter Freiflächen.

Der Anspruchstyp „*Segers vulgaris*“

Segers vulgaris ist in Bezug auf seine Erholungsbedürfnisse ein mäßig urbanophober Ubiquist (vgl. Erz & Klausnitzer 1998:278) mit grundsätzlich gutem Mobilitätspotenzial: Er erholt sich am liebsten in der die Metropole Ruhr umgebenden Landschaft, ist jedoch auch in der Lage, Freiflächen des Ballungsraumes zu nutzen. Innerhalb des Ballungsraumes bevorzugt er naturnahe („nicht urbane“) Bereiche, nutzt aber auch stärker anthropogen beeinflusste Freiflächen. Er kann Gewässer ohne große Schwierigkeiten queren. Stark versiegelte und durch Bebauung geprägte Flächen sind zu seiner Erholung nicht geeignet, werden jedoch widerwillig durchquert, um geeignete Freiflächen zu erreichen. Segers vulgaris meidet in hohem Maß versiegelte Flächen soweit möglich.

Den Landnutzungsklassen der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL werden im Sinne eines allgemeinen Freiraumverbundes für *Segers vulgaris* fünf ordinale Kostenniveaus zugewiesen (vgl. Tab. 5).

Ordinale Bewertung von Landnutzungsklassen der Satellitenbilddauswertung (2005) des ZFL der Universität Bonn für den Anspruchstyp <i>Segers vulgaris</i>		
Landnutzungsklasse	Ordinales Skalenniveau	
Laubwald Mischwald Wiesen und Weiden	Naturnahe Freiflächen	1
Nadelwald Ackerflächen Wasserflächen	Anthropogen beeinflusste Freiflächen und Wasserflächen	2
Geringer Versiegelungsgrad (< 40%) Abbauflächen, Kiesgruben & Baustellen	Flächen mit geringem Versiegelungsgrad und anthropogen stark beeinflusste Freiflächen	3
Mittlerer Versiegelungsgrad (40-80%)	Flächen mit mittlerem Versiegelungsgrad	4
Hoher Versiegelungsgrad (> 80%)	Flächen mit hohem Versiegelungsgrad	5

Tab. 5: Ordinale Bewertung von Landnutzungsklassen der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn für den Anspruchstyp *Segers vulgaris*

4.2.3 Kardinale Kostensets

Um als Bewertungsskala für die Erzeugung einer Kostenoberfläche aus der Satellitenbildklassifikation dienen zu können, muss die Ordinalskala in eine kardinale

Kostenskala überführt werden. Da die einen Freiraumverbund operationalisierende kardinale Kostenskala keine bzw. diffuse ökologische Wirkzusammenhänge repräsentiert, stehen nur wenig Anhaltspunkte dafür zur Verfügung, welches Maß an kardinaler Spreizung hier angemessen ist.

Der anhand von Telemetriedaten validierte Kostenset für Igel (*Erinaceus europaeus*) von Driezen et al. (2007) weist eine kardinale Spreizung von 1 bis 150 sowie einen starken Anstieg bei den Flächen mit hohem Matrixwiderstand zugewiesenen Kostenniveau auf.

Es erscheint plausibel, dass ein landschaftsbezogene Erholung suchender Mensch („*Segers vulgaris*“) auf Flächen mit hohem Versiegelungsgrad nicht wesentlich sensitiver reagiert als ein Igel auf Autobahnen. Kardinale Spreizungen weit oberhalb von 1 bis 150 können damit ausgeschlossen werden. Plausibel erscheint weiterhin, dass *Segers vulgaris* überhaupt, d.h. mindestens im Sinne einer unmittelbaren kardinalen Interpretation der Ordinalskala, auf nicht den Anforderungen landschaftsbezogener Erholung entsprechende Flächen reagiert.

Es wird daher angenommen, dass die angemessene kardinale Spreizung im Bereich zwischen der unmittelbaren kardinalen Interpretation der Ordinalskala und einer Kardinalskala mit einer Spreizung nicht weit oberhalb der des für den Igel validierten Kostensets liegt. Um dieses Maß an Unsicherheit in der Cost-Corridor-Analyse für einen strukturellen Verbund zusammenhängender Freiräume zu berücksichtigen, wird ein entsprechendes Spektrum von Varianten unterschiedlicher exponentieller Überführung der Ordinalskala in kardinale Kostensets eingesetzt. Die berücksichtigten kardinalen Kostensets werden als Funktionen der Ordinalskala „os“ generiert (vgl. Tab. 6).

Varianten der Überführung der Ordinalskala in kardinale Kostensets					
Ordinalskala „os“	$F_{(os)}=os^2$	$F_{(os)}=os^3$	$F_{(os)}=2^{os-1}$	$F_{(os)}=3^{os-1}$	$F_{(os)}=4^{os-1}$
1	1	1	1	1	1
2	4	8	2	3	4
3	9	27	4	9	16
4	16	64	8	27	64
5	25	125	16	81	256

Tab. 6: Varianten der Überführung der Ordinalskala in kardinale Kostensets

Die Cost-Corridor-Analyse entsteht durch die Addition der Ergebnisse von zwei Cost-Distance-Analysen, welche die Kosten des günstigsten Weges von einem Punkt der jeweiligen Quellfläche (Ruhrtal bzw. Lippeaue) zu jeder einzelnen Rasterzelle beinhalten. Der Wert jeder Rasterzelle des Summenrasters entspricht den Kosten des günstigsten Pfades zwischen Ruhr und Lippe durch die jeweilige Rasterzelle.

4.3 Analyse des funktionalen Verbundes

Die Analyse des funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen dient der Beantwortung der folgenden Forschungsfragen:

- P2a** Wo sind funktionale Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?
- P2b** In welchem Maß entspricht die regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbaren funktionalen Biotopverbundkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

Zur Beantwortung dieser Forschungsfragen werden Cost-Corridor-Analysen auf Basis von Flächennutzungsklassen durchgeführt. Die folgende Abbildung 30 gibt einen Überblick über die im Anschluss beschriebene Vorgehensweise.

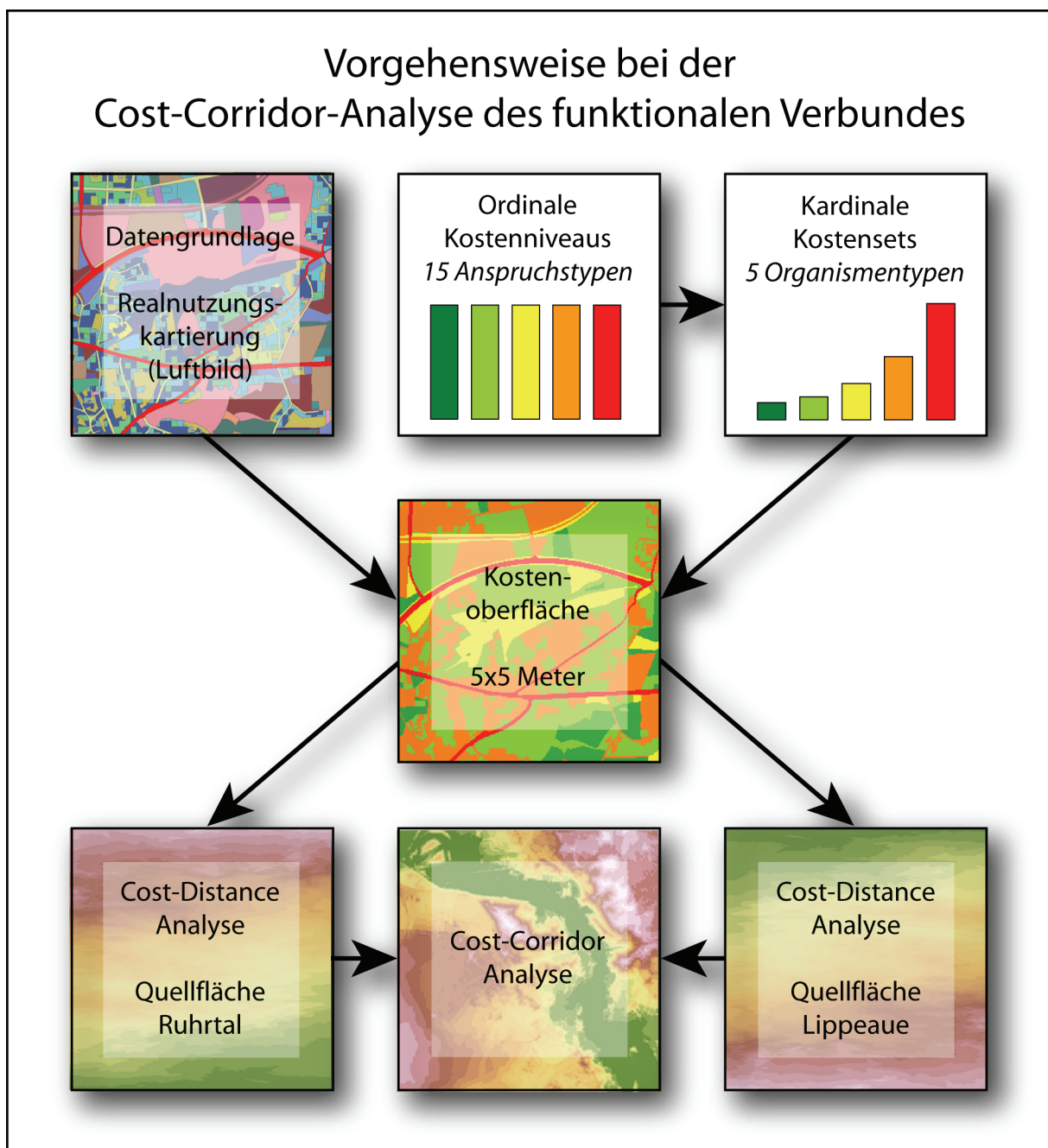


Abb. 30: Vorgehensweise bei der Analyse des funktionalen Verbundes

4.3.1 Datengrundlage

Den Ausgangspunkt bei der Erstellung der räumlichen Datengrundlage der Cost-Corridor-Analysen des funktionalen Verbundes bildet die auf der Interpretation von Luftbildern aus den Jahren 2005 und 2006 basierende Flächennutzungskartierung des RVR (vgl. Abb. 31).

Diese Realnutzungskartierung wird vom RVR in regelmäßigen Abständen aktualisiert und liegt für das gesamte Verbandsgebiet flächendeckend vor. Die Luftbildinterpretation erfolgt durch ein erfahrenes Team von Mitarbeitern des RVR, jedoch ohne dass eine schriftliche Kartieranleitung bzw. eine Definition der einzelnen Flächennutzungsklassen vorliegt.

Die Klassifizierung der Flächennutzung findet auf einer generalisierten Ebene mit 47 Flächennutzungskategorien und auf einer detaillierten Ebene mit 187 Flächennutzungskategorien statt. Die Flächennutzungskartierung des RVR stellt die detaillierteste Datengrundlage in Bezug auf Flächennutzung dar, die im Untersuchungsgebiet flächendeckend zur Verfügung steht. In Nordrhein-Westfalen existiert keine flächendeckende Biotoptypenkartierung. Die umfangreichste Datensammlung über schutzwürdige Lebensräume ist das Biotopkataster NRW des LANUV, welches landesweit rund 25.000 schutzwürdige Biotope dokumentiert. Der Flächenanteil der im Biotopkataster erfassten Flächen an der Landesfläche beträgt allerdings nur ca. 17% (vgl. Website Biotopkataster NRW). Die Daten der Flächennutzungskartierung des RVR werden vor dem Hintergrund dieser geringen Flächendeckung nicht mit Aussagen aus dem Biotopkataster NRW verknüpft. Andernfalls entstünde eine inkonsistente Datengrundlage.

Durch den Verzicht auf die Verknüpfung mit den für Teilflächen vorliegenden detaillierteren Informationen des Biotopkatasters ist eine entsprechende Reduzierung der möglichen Detailschärfe in der Definition der ökologischen Anspruchstypen verbunden. Um die Frage zu klären, welchen Einfluss der Verzicht auf höhere Detailschärfe möglicherweise auf die Ergebnisse hat, wird eine entsprechende Verknüpfung mit Informationen des Biotopkatasters NRW im Rahmen einer ergänzenden Sensitivitätsanalyse durchgeführt (vgl. Kap. 4.5).

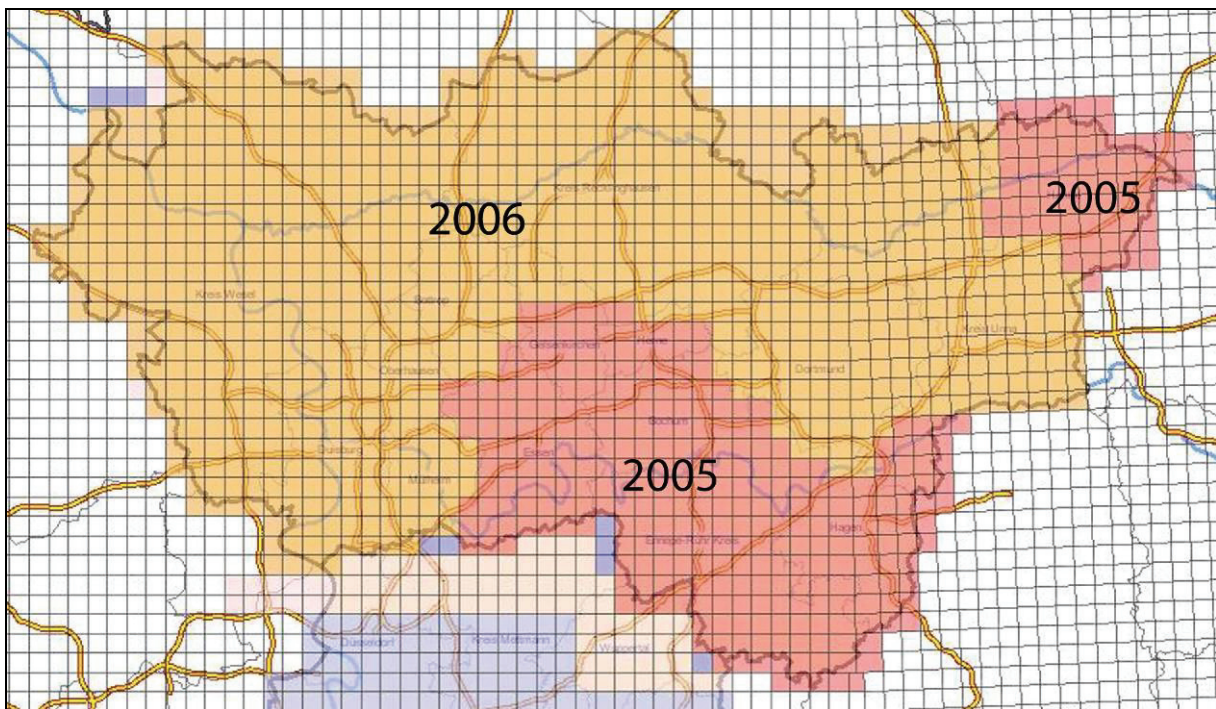


Abb. 31: Aktualität der Luftbilder, die der Flächennutzungskartierung des RVR zugrunde liegen (Website des RVR Geodatenservers)

Die Flächennutzungskartierung des RVR fokussiert die Differenzierung der Art der baulichen Nutzung, enthält jedoch keine Informationen in Bezug auf das Maß der baulichen Nutzung

von Flächen. Im Rahmen der Analyse funktionaler Konnektivität ist jedoch grundsätzlich davon auszugehen, dass das Maß der baulichen Nutzung - der Versiegelungsgrad - eine erhebliche Bedeutung hat, während die Frage nach der Art der Nutzung eines Gebäudes kaum relevant erscheint. Grundsätzlich gilt: Für Landschaftskonnektivität ist der Freiraum entscheidend - die Frage, wofür ein Gebäude genutzt wird, ist hingegen nur insoweit relevant, als die Gebäudenutzung für die Beurteilung des umgebenden Freiraumes bedeutsam ist.

Bei sich überlagernden Flächennutzungen ist im Rahmen der Flächennutzungskartierung des RVR stets ausschließlich die im Luftbild sichtbare obere Flächennutzung erfasst worden - Brücken und Unterführungen werden zweidimensional und nicht als sich überlagernde Flächennutzungen erfasst. Für eine Analyse von Landschaftskonnektivität ergeben sich hieraus zwei Probleme:

- Brücken über lineare Barriereelemente bedeuten in der Flächennutzungskartierung eine Unterbrechung der Barrierestruktur. Bei der Interpretation der Flächennutzungskartierung als Kostenoberfläche können sich hierdurch in Abhängigkeit von den zu modellierenden Prozessen möglicherweise ungewollte Passagen (bspw. Fussgängerbücken) über lineare Barrierestrukturen (bspw. Autobahnen) ergeben.
- In der Flächennutzungskartierung nicht dargestellte Brücken von linearen Barriereelementen (bspw. von Autobahnen) bedeuten bei der Interpretation als Kostenoberfläche eine fehlende Unterbrechung ihrer Barrierestruktur. Hierdurch können bestimmte real existierende Passagen unter linearen Barrierestrukturen (bspw. im Falle einer Autobahnbrücke über ein Tal) nicht berücksichtigt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Flächennutzungskartierung des RVR als Grundlage der Generierung von Kostenoberflächen zur Analyse funktionaler Konnektivität zwei Schwächen aufweist:

- Sie trifft keine Aussage über das Maß der baulichen Nutzung (Versiegelungsgrade) und enthält stattdessen eine nicht erforderliche kleinteilige Differenzierung der Art der baulichen Nutzung.
- Sie bildet in Bezug auf Verkehrsinfrastruktur mit Barrierewirkung Brücken bzw. Unterführungen nicht sinnvoll ab.

Um diesen Schwächen abzuweichen, werden die Daten der Flächennutzungskartierung des RVR auf die folgende Weise modifiziert:

- Alle die Art der baulichen Nutzung differenzierenden Kategorien werden zusammengefasst und anhand der im Rahmen der Satellitenbildklassifikation des ZFL (2005) der Universität Bonn ausgewiesenen Versiegelungsklassen reklassifiziert (geringer Versiegelungsgrad < 40%, mittlerer Versiegelungsgrad 40-80%, hoher Versiegelungsgrad > 80%). Für in der Flächennutzungskartierung als bebaut erfasste Flächen, die in der Satellitenbildklassifikation als Freiraum klassifiziert sind (ca. 21%), wird ein geringer Versiegelungsgrad (< 40%) angenommen³.
- Autobahnbrücken, Brücken über Autobahnen und Unterführungen unter Autobahnen werden im gesamten Untersuchungsgebiet manuell nachgepflegt. Die Kartierung erfolgte anhand von über Google Earth verfügbaren Luftbildern (vgl. Website Google Earth). Hierbei wird angenommen, dass sich die im Datensatz der Flächennutzungskartierung des RVR an eine Brücke angrenzenden

³ Diese Unschärfe in der Übereinstimmung zwischen Flächennutzungskartierung des RVR und Satellitenbildklassifikation des ZFL erklärt sich dadurch, dass die Satellitenbildklassifikation anhand von Rasterdaten mit einer Auflösung von 30x30 Meter erfolgt ist, während bei der Flächennutzungskartierung des RVR auf Basis von Luftbildern flächenscharfe Polygone abgegrenzt werden.

Flächennutzungstypen unter der Brücke fortsetzen. Bei Fließgewässern, die unter Autobahnen hindurchführen, werden auf Basis von Luftbildinterpretation Brücken über ein offenes Fließgewässer von Fließgewässern unterschieden, welche die Autobahn in Form von Dükern (verrohrten Abschnitten) unterqueren. Letztere werden nicht als potentielle Unterbrechung der Barrierewirkung der Autobahn interpretiert und daher nicht erfasst.

Die Modifikationen der Flächennutzungskartierung des RVR führen zu einer Differenzierung von 10 Oberkategorien mit insgesamt 53 Unterkategorien (vgl. Tab. 7).

Flächennutzungskategorien für die Generierung von Kostenoberflächen zur Analyse der funktionalen Konnektivität zwischen Populationen und Biotopen	
10 Oberkategorie	53 Unterkategorien
Bebaute Flächen	<ul style="list-style-type: none"> - Bebaute Flächen mit hohem Versiegelungsgrad (>80%) - Bebaute Flächen mit mittlerem Versiegelungsgrad (40-80%) - Bebaute Flächen mit geringem Versiegelungsgrad (<40%)
Brachflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Gewerbliche und industrielle Brachflächen - Zechenbrachen - Wohnbrachen - Verkehrsbrachen - Landwirtschaftliche Brachen
Autobahnen und Brücken über Autobahnen	<ul style="list-style-type: none"> - Autobahnen - Hauptstraßen über Autobahnen - Wohn- und Erschließungsstraßen über Autobahnen - Sonstige Wege und Straßen über Autobahnen - Schienenverkehrsflächen über Autobahnen - Verkehrsbrachen über Autobahnen
Verkehrsflächen außer Autobahnen	<ul style="list-style-type: none"> - Hauptstraßen - Wohn- und Erschließungsstraßen - Sonstige Wege und Straßen - Parkplätze - Schienenverkehrsflächen - Landebahnen - Öffentliche Plätze - Fußgängerzonen
Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Halden (in Nutzung) - Halden (sonstige) - Schüttungsflächen für Erde oder Schutt - Deponieflächen (in Nutzung) - Lagerflächen
Wasserflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Kanäle und Häfen - Fliessgewässer (ausgebaut) - Fliessgewässer (nicht ausgebaut) - Stillgewässer (Sporthäfen) - Stillgewässer (Fischzucht) - Stillgewässer (sonstige)
Nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Rekultivierte Halden und Deponien - Begleitgrün - Campingplätze

Flächennutzungskategorien für die Generierung von Kostenoberflächen zur Analyse der funktionalen Konnektivität zwischen Populationen und Biotopen	
10 Oberkategorie	53 Unterkategorien
	<ul style="list-style-type: none"> - Spiel und Sportanlagen - Kleingärten - Friedhöfe - Gestaltete Grünflächen im hausnahen Bereich - Parkanlagen, botanische Gärten, Zoo - Sonstige gestaltete Grünflächen im besiedelten Bereich - Sonstige Freiflächen im besiedelten Bereich
Ackerflächen und Erwerbsgartenbauflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Ackerflächen - Erwerbsgartenbau (Anbauflächen, Sonderkulturen, Baumschulen) - Erwerbsgartenbau (sonstige Flächen)
Grünlandflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Wiesen und Weiden - Obstwiesen und Obstweiden - Dauerwiesen und Weiden (sonstige)
Waldflächen	<ul style="list-style-type: none"> - Laubwald - Mischwald - Nadelwald - Kahlschlagflächen - Aufforstungen und Anpflanzungen - Sonstige Gehölzbestände

Tab. 7: Flächennutzungskategorien für die Generierung von Kostenoberflächen zur Analyse der funktionalen Konnektivität zwischen Populationen und Biotopen

Für den Einsatz von Least-Cost-Analysen ist die Übertragung der im Vektorformat vorliegenden modifizierten Daten der Flächennutzungskartierung des RVR in ein Rasterformat notwendig (vgl. Abb. 32). Um Bandinfrastruktur mit potenzieller Barrierewirkung (insb. Straßen) im Raster konsistent darstellen zu können, wird eine Rasterzellengröße von 5x5 Metern gewählt. Hierdurch wird der Teil des Untersuchungsraumes, welcher keiner der beiden Quell- bzw. Zielflächen (50 m Streifen entlang des nördlichen Ruhr- bzw. südlichen Lippeufers) angehört, in insgesamt 82.477.961 Rasterzellen unterteilt.

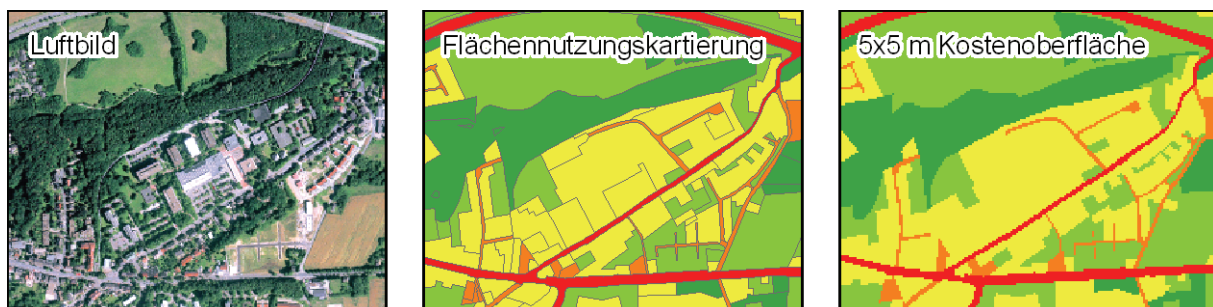


Abb. 32: Generierung von Kostenoberflächen am Beispiel des Südcampus der TU Dortmund

Die Rasterzellengröße von 5x5 Metern entspricht der Empfehlung von Adriaensen et al. (2007), Zellgrößen mit einer Kantenlänge von maximal der Hälfte des kleinsten Durchmessers relevanter Elemente der Landschaftsmatrix zu verwenden, sofern die Annahme zutrifft, dass Elemente, die schmäler sind als 10 Meter, im Rahmen der Betrachtung von regionalen Korridoren nicht relevant sind.

Eine feinere Rasterzellengröße würde die zur Kalkulation notwendige Rechenleistung über das Niveau eines nach aktuellen Maßstäben leistungsfähigen Arbeitsplatzrechners⁴ hinaus erhöhen.

4.3.2 Ordinale Kostenniveaus

Tiere bewegen sich mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit durch die Landschaftsmatrix zwischen Habitatflächen. Diese Bewegungen sind mit bestimmten ökologischen Aufwendungen verbunden (Energieverbrauch, Mortalitätsrisiken, Stress, etc.). Das Konzept der funktionalen Landschaftskonnektivität stellt eine komplexe Integration der Wahrscheinlichkeiten von Tierbewegungen zwischen Habitatflächen und der mit diesen Bewegungen verbundenen ökologischen Aufwendungen dar (vgl. Merriam 1984; Taylor et al. 1993 sowie With et al. 1997), was im Rahmen von Least-Cost-Analysen durch die den Zellen der Kostenoberfläche zugewiesenen Kostenwerte repräsentiert wird.

Die Landschaftsmatrix – hier durch die modifizierte Flächennutzungskartierung des RVR dargestellt - ist in Bezug auf die Wahrscheinlichkeiten sowie den ökologischen Aufwand von Bewegungen zwischen Habitatflächen ein entscheidender Faktor (vgl. Wiens 1997; Duncan et al. 1999; Tischendorf & Fahrig 2000, Moilanen & Hanski 2001; Ricketts 2001; Tischendorf & Fahrig 2001; Schadt et al. 2002 sowie Adriaensen et al. 2003). Der Einfluss der Landschaftsmatrix ist umso größer, je matrixgebundener eine Art ist.

Die Kosten, welche für eine sich ausbreitende Art mit der Durchquerung einer bestimmten Fläche verknüpft sind, sind abhängig von der Habitatfunktion der Fläche für die jeweilige Art sowie von dem Matrixwiderstand, welchen die Fläche der Art entgegenbringt. Beide Faktoren lassen sich vor dem Hintergrund des zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens nicht sicher auf einer kardinalen Skala bewerten:

„Probably no two species have identical requirements for connectivity. The dilemma is that landscapes contain many more species than can be considered individually; in addition, little is known of the movement requirements and dispersal capacity of most of them.“

(Noss 2007: 267)

Die Ausprägung der beiden Flächenmerkmale Habitatfunktion und Matrixwiderstand kann vor dem Hintergrund des ökologischen Wissens über Habitatansprüche, Wanderungspotenziale und Verhalten von Arten allerdings sicher auf einer 3-stufigen Ordinalskala bestimmt werden (Merkmal uneingeschränkt vorhanden; Merkmal eingeschränkt vorhanden; Merkmal nicht vorhanden).

Eine Fläche besitzt für eine Art Habitatfunktion, wenn die Art in der Lage ist, eine derartige Fläche zumindest zeitweise zu besiedeln. Solange eine Fläche Habitatfunktion für eine Art besitzt, kann ausgeschlossen werden, dass sie ihr gleichzeitig einen Matrixwiderstand entgegenbringt, da die Existenz von Tierarten, die sich nur eingeschränkt in ihrem eigenen Lebensraum ausbreiten können, grundsätzlich nicht vorstellbar ist.

Damit ergeben sich aus der im Folgenden dargestellten Verflechtungsmatrix zwischen der Habitatfunktion und dem Matrixwiderstand einer Fläche fünf ordinale Kostenniveaus (vgl. S. 108 Tab. 8).

⁴ Der für die Analysen verwendete Arbeitsplatzrechner verfügte über einen Intel Pentium 3,0 GHz Prozessor mit 3 GB RAM.

Ordinale Bewertung von Flächennutzungstypen anhand von Habitatfunktion und Matrixwiderstand		
Habitatfunktion	Matrixwiderstand	Ordinales Kostenniveau
Uneingeschränkte Habitatfunktion	Kein Matrixwiderstand	1
Eingeschränkte Habitatfunktion		2
Keine Habitatfunktion		Matrixwiderstand
	4	
		Sehr hoher Matrixwiderstand (Barriere)

Tab. 8: Verflechtungsmatrix zur ordinalen Bewertung von Flächennutzungen

4.3.3 Anspruchstypen

Bei dem System der Regionalen Grünzüge soll es sich nicht um ein artspezifisches, sondern um ein universelles Regionales Biotopverbundsystem handeln. Die hier durchgeführte Analyse folgt dieser planerischen Zielsetzung. Jedoch sei an dieser Stelle ausdrücklich auf die Argumentation in Kap. 3.1.2 verwiesen: Aus der Diskussion der ökologischen Grundlagen folgt, dass Biotopverbund grundsätzlich nur im Rahmen einer artspezifischen Betrachtung sinnvoll zu behandeln ist. Planerisch erforderliche Aussagen in Bezug auf universelle Verbundkorridore implizieren bzw. erfordern jedoch eine entsprechende Generalisierung.

Um universelle Biotopverbundkorridore in der Analyse abzubilden, müssen möglichst alle relevanten Habitatansprüche und Ausbreitungsstrategien berücksichtigt werden. Hierbei stehen gefährdete Arten mit speziellen Habitatansprüchen bzw. eingeschränktem Raumüberwindungspotential nicht alleine im Fokus. Die für den Ballungsraum spezifischen Bedingungen stellen hohe Anforderungen an das Raumüberwindungspotenzial von Arten. Es ist bspw. davon auszugehen, dass Arten, die auch unter hohen Kosten nicht in der Lage sind, stark befahrene Straßen zu überwinden, sich grundsätzlich nicht erfolgreich durch den Ballungsraum der Metropole Ruhr hindurch ausbreiten können (vgl. S. 110 Abb. 33). Die Möglichkeit, innerhalb des Ballungsraumes einen Habitatverbund für derartige Arten zu schaffen, ist daher auf lokale Verknüpfungen von einzelnen Lebensräumen beschränkt. Das hier verfolgte Planungsziel, regionale Korridore zu schaffen, erscheint für Arten, die auch unter hohen Kosten keine für den Agglomerationsraum typischen Strukturen wie stark befahrene Straßen überwinden können, nicht sinnvoll.

Neben den Grenzen des vorhandenen artökologischen Wissens bestimmt auch die Qualität der die Landschaftsmatrix abbildenden räumlichen Daten, mit welcher Genauigkeit sich Zielarten

bzw. ökologische Anspruchstypen anhand von Kostensets modellieren lassen. Liegt wie in der Metropole Ruhr keine flächendeckende Biotoptypenkartierung vor, so müssen weniger detaillierte räumliche Daten – in diesem Fall die der modifizierten Flächennutzungskartierung des RVR - als Bewertungsgrundlage herangezogen werden. Derartige Daten lassen jedoch nur mehr oder weniger stark pauschalisierte Aussagen in Bezug auf die Habitatfunktion oder in Bezug auf den Matrixwiderstand einer Fläche zu. So lässt sich bspw. die Habitatfunktion einer Fläche für eine bestimmte Amphibienart grundsätzlich nicht befriedigend bewerten, wenn keine Informationen über die räumliche Verteilung von für die Art geeigneten Laichgewässern vorliegen.

Die Diskussion der Frage, ob und wie vor diesem Hintergrund ein Zielartenset bestimmt werden kann, war Gegenstand eines Expertenworkshops am 8. Juni 2009 mit Vertretern der im Untersuchungsraum zuständigen Biologischen Stationen NRW, des LANUV, des RVR sowie Wissenschaftlern mit einem Arbeitsschwerpunkt im Bereich Biotopverbund⁵. Ergebnis der Diskussion im Rahmen des Workshops war, dass die Benennung bestimmter Zielarten leicht naturschutzfachlich kontroverse Diskussionen auslöst, während die durch die Zielarten zu repräsentierenden Anspruchstypen ohne vergleichbare fachliche Kontroverse bestimmbar sind.

Dem Detaillierungsgrad der zur Verfügung stehenden räumlichen Daten sowie dem Ergebnis des Expertenworkshops vom 8. Juni 2009 folgend, werden im Rahmen der durchgeführten Analysen Kostensets für generalisierte ökologische Anspruchstypen eingesetzt, ohne dass eine oder mehrere den jeweiligen Anspruchstyp repräsentierende Zielarten benannt werden.

Bei der Konstruktion der Anspruchstypen spielt neben dem Mitnahmeeffekt für Arten mit gleich gerichteten Habitatansprüchen die Repräsentanz von Arten mit gleich gerichteter Sensitivität gegenüber Matrixelementen – insb. Barrieren - eine entscheidende Rolle.

Um einen optimalen Mitnahmeeffekt des verwendeten Spektrums ökologischer Anspruchstypen zu gewährleisten, müssten möglichst alle relevanten Kombinationen dieser Faktoren abgebildet sein. Eine Art fällt unter den Mitnahmeeffekt, sobald und soweit ihr „wahres“ Kostenset innerhalb des im Rahmen der Modellierung berücksichtigten Spektrums repräsentiert wird. Da dieses „wahre“ Kostenset vor dem Hintergrund des begrenzten ökologischen Wissens für die meisten Arten als unbekannt gelten muss, ist eine statistische Bestimmung von die Grundgesamtheit der relevanten Arten repräsentierenden Anspruchstypen bspw. im Rahmen einer entsprechenden Clusteranalyse nicht sinnvoll durchführbar.

Die hier verwendeten ökologischen Anspruchstypen werden durch eine Kombination von generalisierten Organismontypen mit generalisierten Habitatanspruchstypen bestimmt, wobei die Matrixsensitivität eines Anspruchstyps anhand des Organismontyps definiert wird.

⁵ Die Tagesordnung und die Teilnehmerliste des Expertenworkshops finden sich im Anhang (vgl. Kap. 8.3).

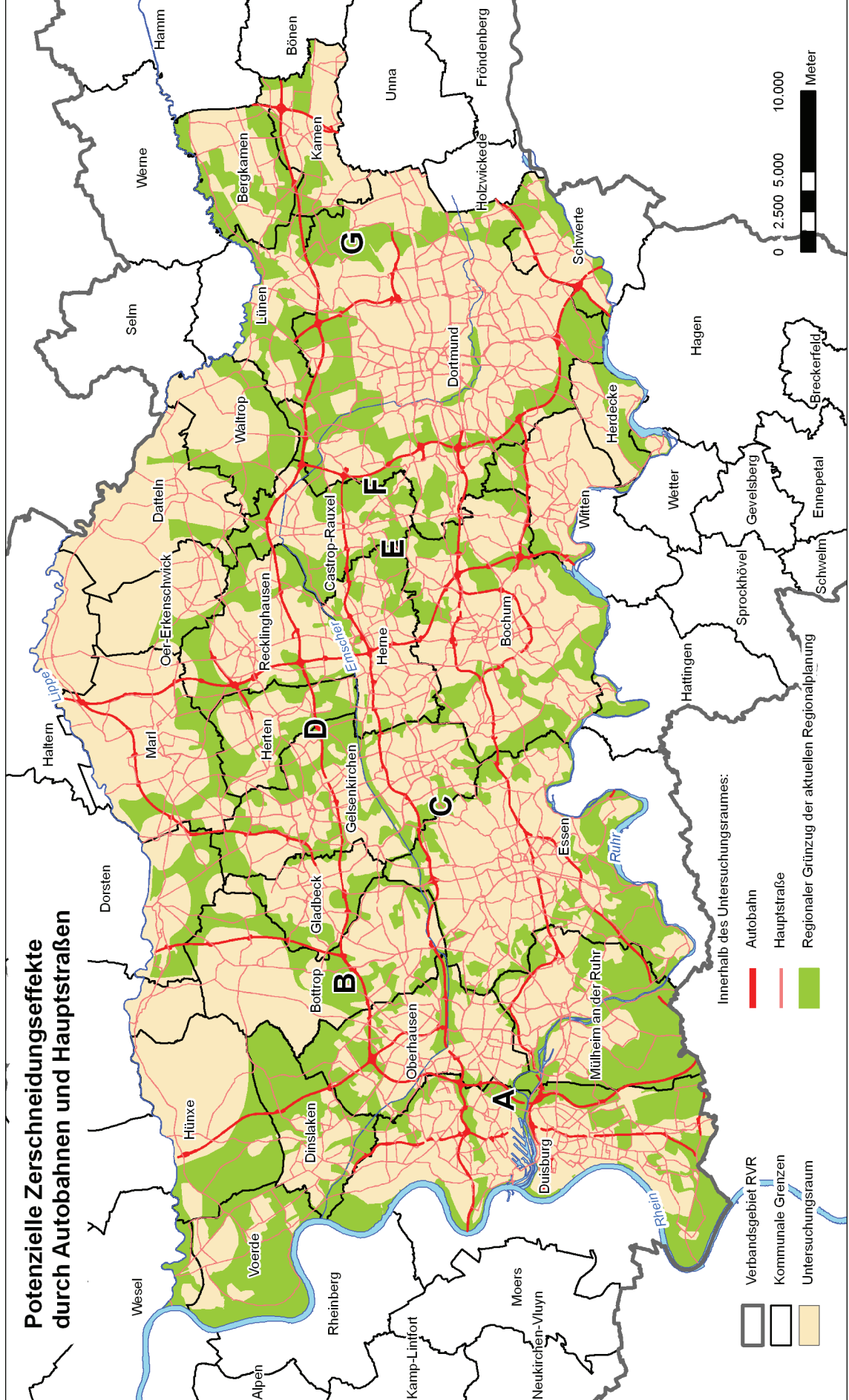


Abb. 33: Potenzielle Zerschneidungseffekte durch Autobahnen und Hauptstraßen

Das verwendete Spektrum der generalisierten Organismen Typen berücksichtigt mit den Typen „Amphibie“ und „Kleinsäuger“ Tierarten, die in ihrer Fortbewegungsart matrixgebunden sind. Mit den Organismen Typen „Schmetterling“ und „Vogel“ werden weiterhin Tierarten berücksichtigt, die weniger bzw. kaum an die Matrix gebunden sind.

Für Säugetiere werden zwei generalisierte Organismen Typen verwendet. Hierdurch wird eine sich aus der Verwendung des von Driezen et al. (2007) validierten Kostensets für Igel als Referenz ergebende Unsicherheit abgebildet: Es erscheint unsicher, ob der für Igel belegte sehr hohe Matrixwiderstand von Ackerflächen und die gleichzeitig geringe Sensitivität gegenüber bebauten Gebieten uneingeschränkt auf einen generalisierten Organismen Typ „Kleinsäuger“ übertragbar ist. Aus diesem Grund wird neben einem Tiere wie den Igel repräsentierenden Organismen Typ „Kleinsäuger A“ ein zusätzlicher Organismen Typ „Kleinsäuger B“ verwendet, für den Ackerflächen keinen Matrixwiderstand haben und der gleichzeitig sensibler auf bebauten Gebiete reagiert.

Die im Rahmen der Definition der Organismen Typen getroffenen Annahmen werden in der folgenden Tabelle 9 zusammengefasst.

Spektrum der Organismen Typen	
Organismen Typ	Reaktion auf Flächennutzungskategorien
Amphibie	Der Organismen Typ „Amphibie“ reagiert sensitiv auf Versiegelungsgrade über 40%, während bebauten Flächen mit einem Versiegelungsgrad von unter 40% sowie Brachflächen eine eingeschränkte Habitatfunktion haben. Der Organismen Typ ist hochgradig sensitiv gegenüber Verkehrswegen und kann Brücken über Autobahnen nicht als Passage nutzen. Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen stellen aufgrund der intensiven anthropogenen Nutzung Matrixwiderstände dar. Naturnahe Gewässer verfügen über Habitatfunktionen, während ausgebaute Gewässer für den Organismen Typ Matrixwiderstände darstellen. Die meisten nicht landwirtschaftlich genutzten Grünflächen haben eingeschränkte Habitatfunktion, während Ackerflächen und Flächen des Erwerbsgartenbaus Matrixwiderstände implizieren, da sie zur Zeit der Frühjahrswanderung von Amphibien kaum Deckung bieten. Die Bewertung von Grünland- und Waldflächen ist von dem jeweiligen Habitatanspruchstyp bestimmt.

Spektrum der Organismtypen	
Organismtyp	Reaktion auf Flächennutzungskategorien
Kleinsäuger A & B	<p>Beide Organismtypen „Kleinsäuger“ reagieren sensitiv auf bebaute Gebiete mit einem Versiegelungsgrad von über 80% und können bebaute Gebiete mit einem Versiegelungsgrad unter 40% eingeschränkt als Habitat nutzen. Für den Organismtyp „Kleinsäuger A“ stellen bebaute Flächen mit einem Versiegelungsgrad von 40-80% keinen Matrixwiderstand dar, jedoch kann er sie gleichzeitig nicht als Habitat nutzen. Für den Organismtyp „Kleinsäuger B“ stellen diese Flächen einen Matrixwiderstand dar. Die meisten Brachflächen haben für beide Organismtypen „Kleinsäuger“ eine eingeschränkte Habitatfunktion. Das Maß, in dem Verkehrsinfrastruktur einen Matrixwiderstand darstellt, ist vom Verkehrsaufkommen abhängig, wobei Flächen mit nur geringem Verkehrsaufkommen keine Matrixwiderstände darstellen. Beide Organismtypen „Kleinsäuger“ sind – als einzige Organismtypen - in der Lage, Brücken über Autobahnen zu nutzen, um diese zu überqueren. Während in Nutzung befindliche Halden und Deponieflächen Matrixwiderstände darstellen, wird dieses für Schüttungsflächen und Lagerflächen nicht angenommen. Beide Organismtypen „Kleinsäuger“ reagieren sensitiv auf Wasserflächen. Die meisten nicht landwirtschaftlich genutzten Grünflächen haben für beide Varianten des Organismtyps „Kleinsäuger“ eine eingeschränkte Habitatfunktion. Ackerflächen und Flächen des Erwerbsgartenbaus verfügen grundsätzlich über keine Habitatfunktion. Sie stellen jedoch für den Typ „Kleinsäuger A“ einen Matrixwiderstand dar, was für den Typ „Kleinsäuger B“ nicht der Fall ist. Die Bewertung von Grünland- und Waldflächen ist von dem jeweiligen Habitatanspruchstyp bestimmt.</p>
Schmetterling	<p>Da der Organismtyp „Schmetterling“ flugfähig ist, wird angenommen, dass Flächennutzungen grundsätzlich keine hohen Matrixwiderstände bzw. Barrierewirkung haben können. Gebiete mit einem Versiegelungsgrad unter 40% sowie Brachflächen haben eine eingeschränkte Habitatfunktion, was für bebaute Gebiete mit einem Versiegelungsgrad von über 40% nicht angenommen wird. Verkehrswege mit sehr hohem Verkehrsaufkommen stellen Matrixwiderstände dar. Der Organismtyp „Schmetterling“ ist nicht in der Lage, Brücken über Autobahnen aktiv zu nutzen. Deponien, Halden, Ablagerungsflächen, Lagerflächen, Wasserflächen, Ackerflächen sowie Flächen des Erwerbsgartenbaus stellen keine Matrixwiderstände dar, besitzen jedoch auch keine Habitatfunktion. Nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen haben eine eingeschränkte Habitatfunktion. Die Bewertung von Grünland- und Waldflächen ist von dem jeweiligen Habitatanspruchstyp bestimmt.</p>
Vogel	<p>Da der Organismtyp „Vogel“ in besonderem Maß flugfähig ist, wird angenommen, dass Flächennutzungen grundsätzlich keine Matrixwiderstände haben können. Eingeschränkte Habitatfunktion haben bebaute Gebiete mit einem Versiegelungsgrad unter 40%, die meisten Brachflächen sowie nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen. Halden, Ablagerungsflächen, Lagerflächen, Wasserflächen, Ackerflächen sowie Flächen des Erwerbsgartenbaus besitzen keine Habitatfunktion. Die Bewertung von Grünland- und Waldflächen ist von dem jeweiligen Habitatanspruchstyp bestimmt.</p>

Tab. 9: Spektrum der Organismtypen

Aus den Organismtypen werden ökologische Anspruchstypen generiert, indem den Organismtypen generalisierte Habitatanspruchstypen zugeordnet werden. Der Detaillierungsgrad der generalisierten Habitatanspruchstypen ist durch den Detaillierungsgrad der die Landschaftsmatrix repräsentierenden Daten der modifizierten Flächennutzungskartierung des RVR limitiert.

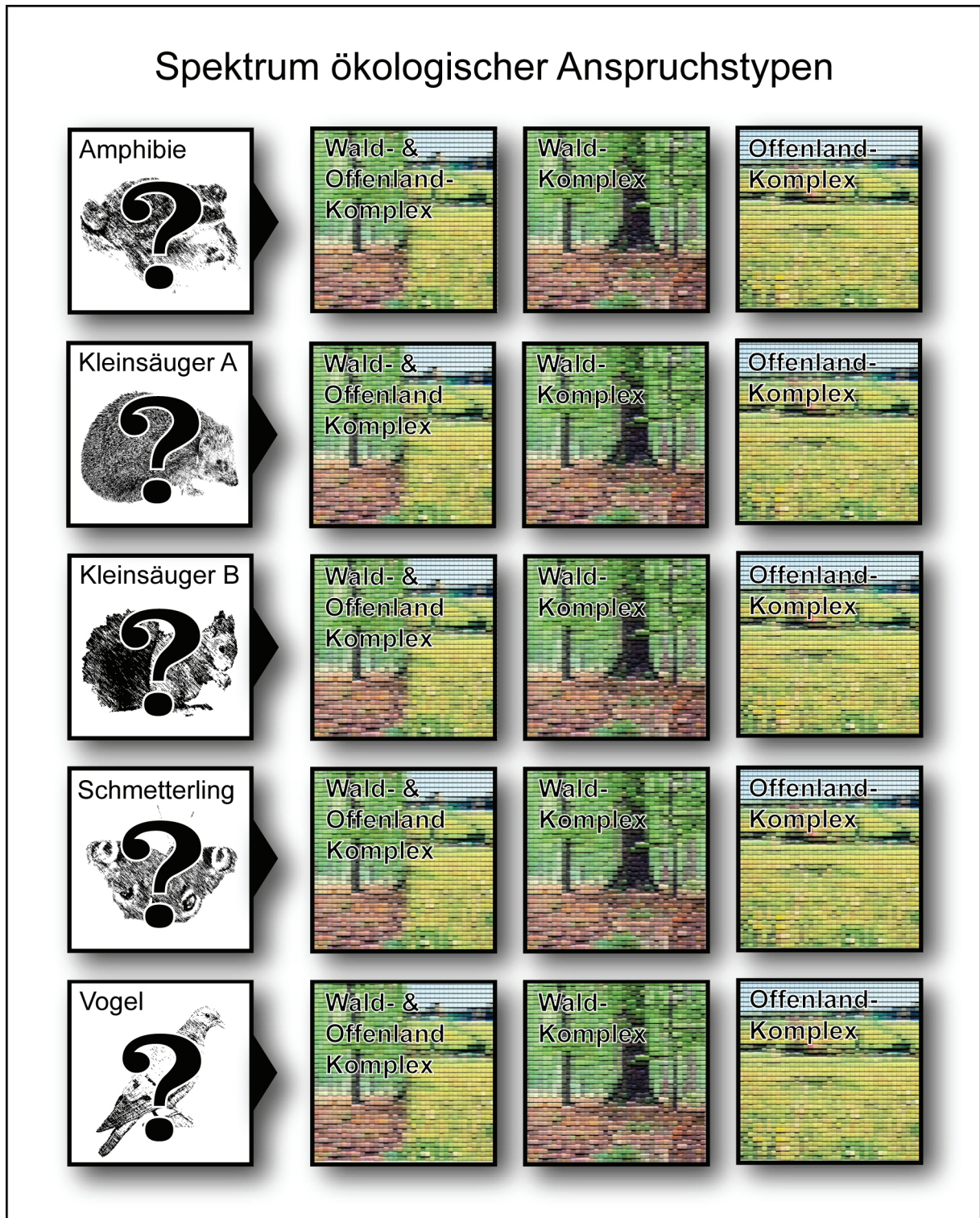


Abb. 34: Spektrum ökologischer Anspruchstypen

Differenziert werden die drei Habitatsanspruchstypen „Wald- und Offenlandkomplex“, „Waldkomplex“ und „Offenlandkomplex“. Dieses Spektrum repräsentiert den planerisch vorgesehenen Charakter der Grünzüge als „Wald- und Wiesengürtel“ (Schmidt 1912: 66) deren Ackeranteil aus Sicht des Naturschutzes zu reduzieren ist (vgl. MURL 1997: 146f).

Für den Habitatsanspruchstyp „Wald- und Offenlandkomplex“ wird angenommen, dass alle Waldflächen und alle Grünlandflächen uneingeschränkte Habitatfunktion besitzen. Für den Habitatsanspruchstyp „Waldkomplex“ wird die uneingeschränkte Habitatfunktion nur für „Waldflächen“ angenommen, während für „Grünlandflächen“ keine Habitatfunktion, jedoch auch kein Matrixwiderstand angenommen wird. Der Habitatsanspruchstyp

„Offenlandkomplex“ bildet das Pendant zum Habitatsanspruchstyp „Waldkomplex“. Aus der Kombination von Organismenotypen und Habitatsanspruchstypen ergibt sich für die Analyse der funktionalen Konnektivität der Regionalen Grünzüge als Verbundkorridore für Populationen und Biotope ein Spektrum von 15 ökologischen Anspruchstypen (vgl. S. 113 Abb. 34). Auf Basis der für die 15 ökologischen Anspruchstypen getroffenen Annahmen werden den Flächennutzungskategorien zunächst ordinale Kostenniveaus zugeordnet (vgl. S. 108 Tab. 8). Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse dieser Bewertung liegt im Anhang vor (vgl. S. 269ff Tab. 21).

4.3.4 Kardinale Kostensets

Kostenskalen in Least-Cost-Analysen sind immer äquidistante Kardinalskalen (vgl. Kap. 3.3.3 & 3.3.4). Die Herleitung der Kostensets ist aufgrund des unvollständigen zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens regelmäßig nur unter Unsicherheit möglich.

Die hier eingesetzten ökologischen Anspruchstypen stellen normative Konstrukte dar, deren Spektrum die Ansprüche realer Arten abdecken soll. Eine präzise Herleitung oder stärkere Differenzierung der Kostenniveaus erscheint daher weder möglich noch angemessen.

Die kardinale Interpretation der ordinalen Kostenniveaus erfolgt differenziert nach Organismenotypen. Zunächst wird das kardinale Kostenset für den Organismenotyp „Kleinsäuger“ in Anlehnung an das von Driezen et al. (2007) für den Igel validierte Kostenset festgelegt. Zu diesem Zweck erfolgt zunächst eine Interpretation des Kostensets für Igel in Bezug auf die hier verwendeten ordinalen Kostenniveaus (vgl. Abb. 35).

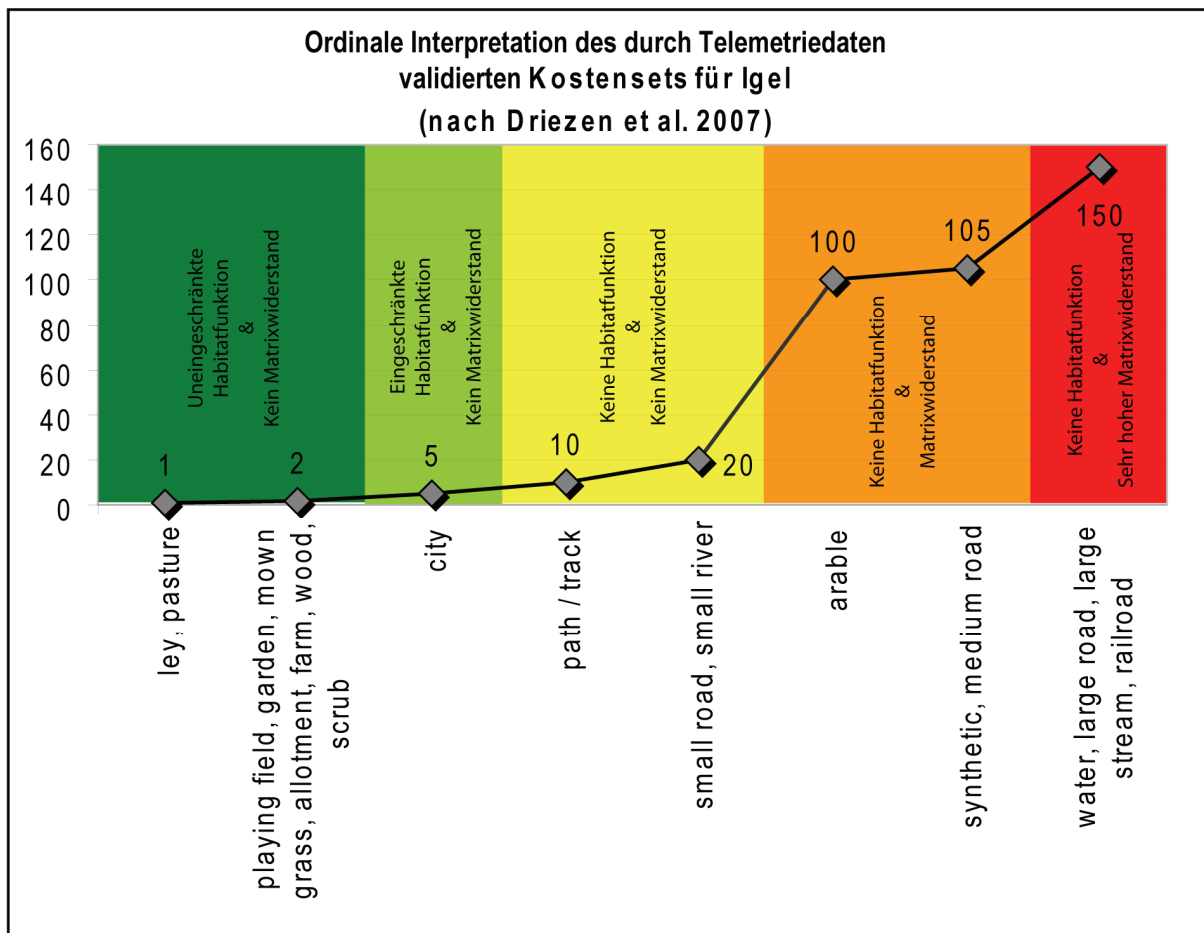


Abb. 35: Ordinale Interpretation des durch Telemetriedaten validierten Kostensets für Igel (eigene Darstellung von Daten nach Driezen et al. 2007)

Soweit das Kostenset für Igel mehrere Werte enthält, die demselben ordinalen Niveau zuzurechnen sind, erfolgt eine normative Entscheidung für jeweils einen der Werte.

Kostensets anderer Organismtypen werden an dem für den Anspruchstyp „Kleinsäuger“ aus dem validierten Kostenset von Driezen et al. (2007) abgeleiteten Kostenset orientiert.

Der Organismtyp bestimmt die Matrixsensitivität eines Anspruchstyps und damit die Ausbreitungsfähigkeit über Flächen mit Matrixwiderstand hinweg. Der Schluss vom Kostenset für den Organismtyp „Kleinsäuger“ auf die Kostensets anderer Organismtypen erfordert daher eine an der Matrixsensitivität orientierte Anpassung der den ordinalen Niveaus 4 und 5 zugeordneten kardinalen Kostenwerte (vgl. Tab. 10):

- Es wird angenommen, dass eine Amphibie aufgrund ihrer geringeren Vagilität an Land grundsätzlich höhere Kosten beim Überwinden von Matrixelementen mit hohem Widerstand (bspw. einer Autobahn) hat als ein Kleinsäuger. Das kardinale Kostenset des Organismtyps „Amphibie“ wurde gebildet, indem die kardinalen Werte der ordinalen Niveaus 4 und 5 des Organismtyps „Kleinsäuger“ mit 50% beaufschlagt wurden.
- Aufgrund der schlechten Ausweichfähigkeit von Schmetterlingen gegenüber Kraftfahrzeugen wird davon ausgegangen, dass stark befahrene Straßen trotz der grundsätzlichen Flugfähigkeit des Anspruchstyps einen Matrixwiderstand haben (vgl. Reck et al. 2004: 11). Die Existenz von sehr hohen Matrixwiderständen (Barrieren) wird für den flugfähigen Organismtyp „Schmetterling“ grundsätzlich ausgeschlossen. Weiterhin wird angenommen, dass Schmetterlinge grundsätzlich geringere Kosten beim Überwinden von Matrixelementen mit für sie relativ hohem Widerstand haben als ein Kleinsäuger. Bei dem kardinalen Kostenset des Organismtyps „Schmetterling“ entspricht der kardinale Wert des Niveaus 4 daher der Hälfte des Wertes des Organismtyps „Kleinsäuger“.
- Aufgrund der sehr guten Flugfähigkeit von Vögeln wird angenommen, dass für diesen Organismtyp grundsätzlich keine Matrixwiderstände existieren.

Die Funktionsweise von Least-Cost-Analysen (vgl. Kap. 3.3.3) lässt erwarten, dass sich Unterschiede zwischen Kostensets insbesondere dann auswirken, wenn sie die oberen ordinalen Kostenniveaus von stark gespreizten kardinalen Kostensets betreffen. Vor dem Hintergrund der Unsicherheiten in dem zur Verfügung stehenden artökologischen Wissen wird daher darauf verzichtet, aus denkbaren Faktoren wie bspw. der angenommenen mittleren Bewegungsgeschwindigkeit von verschiedenen Organismtypen Unterschiede in Bezug auf die kardinalen Kostenwerte der ordinalen Niveaus 1, 2 und 3 abzuleiten.

Kardinale Kostensets nach Organismtypen				
Ordinale Niveaus	Kostenset „Amphibie“	Kostenset „Kleinsäuger“	Kostenset „Schmetterling“	Kostenset „Vogel“
1	1	1	1	1
2	5	5	5	5
3	20	20	20	20
4	150	100	50	-
5	225	150	-	-

Tab. 10: Kardinale Kostensets nach Organismtypen

4.4 Interpretation der Analyseergebnisse

Im Rahmen von Cost-Corridor-Analysen werden für jede Rasterzelle die Gesamtkosten des günstigsten Pfades zwischen Ruhr und Lippe durch die jeweilige Zelle ermittelt. Bezogen auf das Spektrum der Kostenwerte des gesamten Ergebnisrasters einer Cost-Corridor-Analyse entspricht der Minimalwert aller Zellwerte den Pfadkosten des optimalen Pfades zwischen Quell- und Zielfläche („Least-Cost-Path“). Das Ergebnisraster enthält mindestens einen durchgängigen Pfad zwischen den Quell- bzw. Zielflächen mit minimalem Zellwert.

Wichtig ist: Cost-Corridor-Analysen liefern unmittelbar keine Abgrenzung eines Korridors, sondern einen Kostenwert für jede Rasterzelle.

Ein günstigster Korridor um einen „Least-Cost-Path“ wird gebildet, indem alle Rasterzellen mit einem Kostenwert zwischen dem des Pfades minimaler Kosten und einem oberhalb liegenden Grenzwert selektiert werden. Der Grenzwert definiert die Grenze des Korridors: Während alle Zellen mit Kostenwerten zwischen dem Minimalwert und dem Grenzwert als zum Korridor gehörig definiert werden, zählen alle Rasterzellen mit Kostenwerten oberhalb des Grenzwertes nicht zum Korridor. Die Festlegung des Grenzwertes stellt damit eine normative planerische Entscheidung dar, welche die Korridorbreite definiert. Der auf diese Weise darstellbare Korridor besteht in einem Kontinuum von der Ideallinie bzw. den Ideallinien aus ansteigenden günstigsten Pfadkosten.

4.4.1 Kartografische Darstellung

Die kartographische Darstellung der Ergebnisraster von Cost-Corridor-Analysen erfolgt in Analogie zu einer Höhen- bzw. Gebirgsdarstellung: Zellwerte werden analog zu topographischen Höhen dargestellt. In der Kartographie werden hierfür Höhenpunkte, Höhenlinien sowie höhen- bzw. farbplastische Flächensignaturen verwendet (vgl. Imhof 1968; Brandstätter 1983; Arnberger 1997: 38f sowie Wilhelmy 2002: 121f).

Die Darstellung der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen soll eine Berücksichtigung bei der Darstellung Regionaler Grünzüge im Rahmen eines Regionalplanes Metropole Ruhr unterstützen. Da für diesen Zweck ein intuitives Verständnis der Darstellung auch und gerade durch Laien entscheidend ist, sind farbplastische Flächensignaturen das am besten geeignete kartographische Darstellungsmittel.

Verglichen mit der Höhendarstellung mittels Höhenpunkten oder Höhenlinien verbessert die farbplastische Darstellung den visuellen Eindruck der Gebirgsplastik. Sie vermittelt so auch kartographisch ungeschulten Betrachtern eine zutreffende Vorstellung des Geländereiefs.

Bei der farbplastischen Darstellung werden Bereiche zwischen Höhenlinien einer Farbskala folgend mit einer Flächensignatur versehen. Die zu diesem Zweck in der Kartographie eingesetzten Farbskalen basieren auf der Erkenntnis von Peucker, dass Farben spezifische Raumwirkungen besitzen und bestimmte, nach Farbton, Helligkeitswert und Sättigungsgrad geordnete Farbreihen bildplastisch wirken (vgl. Peucker 1898: 81f; Imhof 1968: 97 sowie Wilhelmy 2002: 121f).

Indem das gesamte Kostenspektrum des Ergebnisrasters einer Cost-Corridor-Analyse durch mehrere gestaffelte Grenzwerte gegliedert wird, wird das Kontinuum kardinaler Kostenwerte ordinalen Klassen zugeordnet. Die durch die Grenzwerte gebildeten Kostenklassen werden in Analogie zu den Höhenstufen eines Gebirges interpretiert und farbplastisch dargestellt. Dabei bilden die Grenzwerte der Klassen eine Analogie zu den Höhenlinien einer Gebirgsdarstellung. Auf ihre Darstellung wird jedoch verzichtet, da sie die erstellten Karten überfrachten würde.

Bei der verwendeten Farbskala handelt es sich um einen von ArcGIS 9.2 angebotenen Farbverlauf von Grün über Gelb und Braun zu Weiß. Das Ergebnis ist visuell hoch ansprechend und intuitiv interpretierbar: Korridore hoher Konnektivität bzw. geringer Kosten werden als Passwege durch ein „Gebirge“ zwischen Ruhr und Lippe dargestellt. Die „grünen Täler“ repräsentieren Bereiche mit hoher Konnektivität bzw. geringen Kosten günstigster Pfade. Hingegen sind günstigste Pfade über die „eisbedeckten Gipfel“ mit höchsten Kosten verbunden.

4.4.2 Klassifikation

Für eine vergleichende Darstellung der Ergebnisse von zwei Cost-Corridor-Analysen ist eine Zuordnung der Kostenwerte einzelner Rasterzellen zu miteinander vergleichbaren Klassen erforderlich. Jedoch unterscheiden sich die Ergebnisse von Cost-Corridor-Analysen mit verschiedenen Kostensets sowohl in Bezug auf die minimalen und maximalen Kosten als auch in Bezug auf die Spreizung und Verteilung der Kostenwerte.

Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, muss die Klassifizierung auf Basis eines trotz unterschiedlicher Kostensets stabil bleibenden Kriteriums erfolgen: Der Fläche des Untersuchungsraumes.

Die von ArcGIS 9.2 unterstützte Möglichkeit hierzu besteht in einer Klassifikation anhand von Quantilen: Das Resultat sind Klassen mit einer gleichen Anzahl von Rasterzellen, wobei alle Elemente einer höheren Klasse einen höheren Kostenwert haben als alle Elemente einer niedrigeren Klasse.

Da alle Rasterzellen gleich groß sind, entstehen auf diese Weise Klassen mit gleichem Flächenanteil. Vor dem Hintergrund der bei Least-Cost-Analysen zu erwartenden tatsächlichen Werteverteilung können anhand von Quantilen eingeteilte Klassen aus den folgenden Gründen jedoch nur näherungsweise die gleiche Anzahl von Objekten enthalten:

- Die Einteilung einer Gesamtheit von Elementen in Klassen mit genau gleicher Anzahl von Elementen ist grundsätzlich nur dann möglich, wenn die Gesamtheit der Elemente durch die Anzahl der Klassen teilbar ist. Andernfalls differiert die Anzahl je Klasse um ein Element. Dieses Phänomen erscheint vor dem Hintergrund der großen Gesamtanzahl von Elementen (Rasterzellen) in den hier durchgeführten Analysen kaum als relevant.
- Eine Menge von Elementen mit gleichem Wert kann nur einer einzelnen Klasse zugewiesen werden. Hierdurch können sich erhebliche Unterschiede in Bezug auf die Anzahl der Elemente in den einzelnen Klassen ergeben, wobei der von ArcGIS 9.2 verwendete (und für den Nutzer nicht einsehbare) Algorithmus in den betrachteten Fällen tendenziell dazu führt, dass die unteren (günstigeren) Klassen überproportional besetzt werden. In Relation zur Stärke einer Klasse kann dieses Phänomen durch eine kleinere Anzahl von Quantilen bzw. von Klassen begrenzt werden.

Um eine Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse zu gewährleisten, werden diese in sämtlichen durchgeführten Analysen zunächst anhand von Perzentilen klassifiziert, sodass 100 Kostenklassen mit einer möglichst gleichen Menge an Elementen entstehen (Perzentile bzw. Quantile mit $n=100$). Vor dem Hintergrund der durch größere Mengen von Rasterzellen mit gleichem Kostenwert hervorgerufenen Unschärfen erscheint eine perzentilscharfe Interpretation der Ergebnisse jedoch nicht ideal. Indem die anhand von Perzentilen klassifizierten Kostenwerte wiederum anhand von 20 Quantilen reklassifiziert werden, wird eine stärkere Homogenisierung der Klassenstärke erreicht. Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen wird jedoch die differenziertere Klassifikation auf der Ebene von Perzentilen eingesetzt.

4.4.3 Aggregation

Sowohl im Rahmen der Analyse des strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume als auch im Rahmen der Analyse des funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen ist die Aggregation der Ergebnisse verschiedener Cost-Corridor-Analysen notwendig:

- Im Rahmen der Analyse des strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume gilt es, der bestehenden Unsicherheit in Bezug auf das „richtige“ kardinale Kostenset Rechnung zu tragen. Zu diesem Zweck werden die anhand von Perzentilen klassifizierten Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen sämtlicher betrachteter Kostensets (incl. der unmittelbar kardinal interpretierten Ordinalskala) summiert. Das Summenraster wird wiederum anhand von Perzentilen klassifiziert.
- Im Rahmen der Analyse des funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen gilt es, die Ergebnisse von Cost-Corridor-Analysen für verschiedene Anspruchstypen in die Darstellung von universellen Verbundkorridoren zu integrieren. Hierzu werden die nach Perzentilen klassifizierten Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen zunächst nach Organismtypen sowie nach Habitatanspruchstypen summiert und erneut nach Perzentilen klassifiziert. Auf diese Weise wird ein die Habitatanspruchstypen übergreifender funktionaler Verbund für die definierten Organismtypen sowie ein Organismtypen übergreifender Wald- und Offenlandverbund, Waldverbund bzw. Grünlandverbund bestimmt. In gleicher Weise werden schließlich die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für alle ökologischen Anspruchstypen in einem allgemeinen, alle Organismen- und Habitatanspruchstypen berücksichtigenden universellen Verbund aggregiert.

Das Ergebnis der Aggregation stellt eine Aussage über die Funktion einer jeden Rasterzelle für den strukturellen bzw. funktionalen Verbund dar: Es wird bspw. ermittelt, welche Rasterzellen zu den 10 Perzentilen mit den über das betrachtete Spektrum unterschiedlicher kardinaler Kostensets geringsten Kostenwerten gehören.

4.4.4 Interpretation

Die im Vorangegangenen beschriebenen Analysen stellen die relative Funktion einer jeden betrachteten Rasterzelle für den strukturellen bzw. funktionalen Verbund zwischen Ruhrtal und Lippeaue dar. Diese Darstellung bleibt jedoch planerisch aus mehreren Gründen unbefriedigend:

- Die Darstellung der Analyseergebnisse nach auf den gesamten Untersuchungsraum bezogenen Quantilen reflektiert nicht die planerische Zielsetzung einer Mehrzahl von Korridoren durch die Metropole Ruhr. Stattdessen wird die Funktion einer Rasterzelle in Relation zum gesamten Untersuchungsgebiet bewertet.
- Die durch die Grünzüge zwischen Ruhrtal und Lippeaue zu überwindende metrische Distanz ist stark unterschiedlich. Während Grünzug A bspw. ca. 30 Kilometer zu überwinden hat, sind es bei Grünzug G nur ca. 20 Kilometer. Die Qualität beider Grünzüge kann vor diesem Hintergrund nicht sinnvoll anhand der mit ihrer vollständigen Durchquerung verbundenen Gesamtkosten verglichen werden.
- Entlang des Ruhrtals und der Lippeaue sind weite Bereiche mit hoher Konnektivität zu erwarten. Eine relative Bewertung der Konnektivität über Quantile mit Bezug auf das gesamte Untersuchungsgebiet hätte eine Verbreiterung der ermittelten Korridore im Bereich von Lippeaue und Ruhrtal und eine korrespondierende Einengung im Bereich des Ballungskerns zur Folge.

Zur Darstellung eines aus mehreren Korridoren bestehenden Systems Regionaler Grünzüge ist es daher notwendig, die Bewertung der Funktion einer jeden betrachteten Rasterzelle nicht in

Relation zum gesamten Untersuchungsgebiet, sondern in Relation zu kleineren Interpretationsräumen vorzunehmen.

Bei der Abgrenzung dieser Interpretationsräume handelt es sich um eine normative planerische Setzung, die grundsätzlich nicht analytisch objektivierbar ist.

Durch die Abgrenzung der Interpretationsräume werden die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analyse zwar nicht verändert, jedoch wird beeinflusst, ob eine bestimmte Rasterzelle bspw. zu den günstigsten 10 Perzentilen eines Interpretationsraumes gehört oder nicht. Die Abgrenzung von Interpretationsräumen beeinflusst auf diese Weise die Ableitung von Planungshinweisen. Es erscheint daher sinnvoll, bei der Ableitung von Planungshinweisen stets die Ergebnisse von den der Aggregation zu Grunde liegenden Cost-Corridor-Analysen mit zu betrachten.

Die Abgrenzung von Interpretationsräumen erfolgt auf zwei alternative Arten:

- Die kommunalen Grenzen werden als Interpretationsräume verwendet. Das Ergebnis stellt die auf dem Gebiet einer Kommune für den Nord-Süd-Verbund wichtigsten Flächen dar. Diese Herangehensweise führt jedoch möglicherweise nicht überall zur Darstellung von zusammenhängenden Korridoren über die kommunalen Grenzen hinweg.
- Die Abgrenzung der Interpretationsräume wird manuell unter Berücksichtigung der aktuell regionalplanerisch dargestellten Grünzüge, der im GEP66 dargestellten ursprünglichen Grünzüge A bis G sowie der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analyse in einer Weise vorgenommen, die in der Darstellung mehrerer möglichst konsistenter Korridore resultiert. Lassen die Ergebnisse der vorangegangenen Cost-Corridor-Analyse eine ungewollte Verbreiterung der Korridore zu Ruhrtal und Lippeaue erkennen, so wird diesem Umstand ebenfalls durch eine entsprechende Abgrenzung von Interpretationsräumen Rechnung getragen. Die manuelle Abgrenzung von Interpretationsräumen hat die Wirkung der Aufstellung eines planerischen Leitbildes: Das Untersuchungsgebiet wird in Teilräume gegliedert, innerhalb derer die aktuell günstigste Nord-Süd Verbindung ermittelt und im Anschluss planerisch gesichert und entwickelt werden soll.

Zur Beantwortung der Forschungsfragen, in welchem Maß die bestehende regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbarer strukturellen bzw. funktionalen Korridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue entspricht, wird die regionalplanerisch gesicherte Flächenkulisse mit den durch manuelle Abgrenzung von Interpretationsräumen ermittelten Korridoren verglichen (vgl. Forschungsfragen P1b und P2b).

4.5 Sensitivitätsanalysen

Die eingesetzten Cost-Corridor-Analysen stellen ein deterministisches Modell zur Analyse günstigster Korridore dar: Modelldurchläufe liefern bei konstanten Eingabewerten ein konstantes Ergebnis. In einer Sensitivitätsanalyse wird die Änderung des Ergebnisses in Abhängigkeit von der Änderung der Eingangswerte erfasst.

Sensitivitätsanalysen werden durchgeführt, um die methodischen Forschungsfragen zu beantworten:

- M1** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume durch die unterschiedliche kardinale Spreizung der eingesetzten Kostensets beeinflusst?
- M2** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen durch die Auswahl von Zielarten bzw. Anspruchstypen beeinflusst?

Eine Sensitivitätsanalyse besteht in der Ermittlung des Abstandes zwischen dem minimalen und dem maximalen Kostenwert, der für eine Zelle im Rahmen mehrerer Cost-Corridor-Analysen ermittelt wurde. Sie ermittelt die Sensitivität des Ergebnisses gegenüber den Unterschieden in den Eingangsdaten der betrachteten Cost-Corridor-Analysen.

Auf diese Weise ist neben einer Aussage über die durchschnittliche Abweichung zwischen mehreren Ergebnisrastern auch eine Aussage über die Größe der Abweichung in Bezug auf jede einzelne Rasterzelle möglich. So kann geklärt werden, ob Abweichungen insbesondere im Bereich der ermittelten günstigsten Korridore bestehen, oder ob sie hauptsächlich Bereiche außerhalb günstigster Korridore betreffen.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen werden entlang eines Farbverlaufes von Grün über Gelb nach Rot klassifiziert dargestellt. Die Bedeutung der Farben entspricht denen einer Verkehrsampel und ist damit intuitiv verständlich: Grün signalisiert die geringste Abweichungen - Rot signalisiert die höchste Abweichungen.

In Bezug auf die Analyse des strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume (vgl. Forschungsfrage M1) besteht die Sensitivitätsanalyse in einer Darstellung der Unterschiede zwischen den auf Basis der verschiedenen kardinalen Interpretationen der ordinalen Kostenskala errechneten Analyseergebnissen. Hierzu wird die Spanne der Werte ermittelt, die eine Rasterzelle in der Menge der für die unterschiedlichen Kardinalskalen errechneten und nach Perzentilen klassifizierten Ergebnisraster annimmt.

Neben der Frage nach der Abweichung im gesamten Spektrum betrachteter Kardinalskalen ist weiterhin die Frage von Interesse, wo im betrachteten Spektrum der Kardinalskalen diese Abweichungen bestehen. Folgende Analysen werden durchgeführt:

- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen der drei schwächer gespreizten Kardinalskalen
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen der drei stärker gespreizten Kardinalskalen

In Bezug auf die Analyse eines funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen (vgl. Forschungsfrage M2) besteht die Sensitivitätsanalyse in einer Darstellung der Unterschiede zwischen den auf Basis der verschiedenen Anspruchstypen errechneten Analyseergebnissen, sowie einem Vergleich mit Ergebnissen bei stärkerer Differenzierung der ökologischen Anspruchstypen.

Zur Darstellung der Unterschiede zwischen den auf Basis der verschiedenen Anspruchstypen errechneten Analyseergebnissen wird die Spanne der Werte ermittelt, die eine Rasterzelle in einer Menge für unterschiedliche Anspruchstypen errechneter Ergebnisraster annimmt. Folgende Analysen werden durchgeführt:

- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Wald- und Offenlandkomplex“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen des Organismentyps „Amphibie“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen des Organismentyps „Säugetier A“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen des Organismentyps „Säugetier B“

- Sensitivitätsanalyse über die aggregierten Cost-Corridor-Analysen der Organismtypen „Säugetier A“ und „Säugetier B“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen des Organismtyps „Schmetterling“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen des Organismtyps „Vogel“
- Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller 15 Anspruchstypen

Für einen Vergleich mit Ergebnissen bei stärkerer Differenzierung der ökologischen Anspruchstypen wird eine Analyse für einen Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ durchgeführt. Der Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ stellt einen stärker differenzierten Subtyp des Habitatanspruchstyps „Offenlandkomplex“ dar.

Um die im Rahmen der Analyse von Anspruchstypen eingesetzte Datenbasis in Bezug auf einen Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ interpretierbar zu machen, wird die modifizierte Flächennutzungskartierung des RVR um Aussagen des Biotopkatasters NRW des LANUV ergänzt (Stand Juli 2009; vgl. Website Schutzwürdige Biotope in Nordrhein-Westfalen).

Flächen, die in der Flächennutzungskartierung des RVR als Brachflächen, Ackerflächen, Grünlandflächen oder nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen klassifiziert wurden und laut Biotopkataster mehr als 2 ha Grünland mit einem im Biotopkataster nicht näher definierten Anteil an durch Feuchte geprägten Offenlandbiotopen⁶ beinhalten, wurden als „Feuchtgrünland“ klassifiziert.

Der Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ unterscheidet sich von dem Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“ dadurch, dass alle Flächennutzungskategorien mit für den Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“ uneingeschränkter Habitatfunktion nur noch eingeschränkte Habitatfunktion besitzen, während ausschließlich die auf Basis des Biotopkatasters NRW ermittelten Feuchtgrünlandflächen uneingeschränkte Habitatfunktion besitzen.

Durch Kombination des Habitatanspruchstyps „Feuchtgrünland“ mit den Organismtypen entstehen 5 ökologische Anspruchstypen, für die Cost-Corridor-Analysen gerechnet werden.

Die Ergebnisse dieser Cost-Corridor-Analysen werden nach Perzentilen klassifiziert und zu einer die Organismtypen übergreifenden Darstellung aggregiert. Das aggregierte Ergebnisraster wird erneut nach Perzentilen klassifiziert und schließlich mit dem auf gleiche Weise erstellten Summenraster „Offenlandkomplex“ verglichen. Die Abweichungen zwischen beiden Werten bezeichnen, wo und in welchem Maß der Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ als stärkere Differenzierung des Habitatanspruchstyps „Offenlandkomplex“ zu Abweichungen im Ergebnis führt.

4.6 Ableitung von Planungshinweisen

„Es kommt darauf an, eine praktische Arbeit zu lösen, die darauf hinausläuft, das sichere Eigentum an Gemeindegrünflächen zu vergrößern, die Flächen so zu verteilen, dass sie am zweckmäßigsten in dem Generalsiedlungsplan untergebracht sind, und endlich, sie zugänglich zu machen durch Wanderwege.“

(Schmidt 1912: 69)

Im Rahmen der Ableitung von Planungshinweisen für einen künftigen Regionalplan Metropole Ruhr werden der die folgenden Forschungsfragen beantwortet:

⁶ Es wurden die folgenden Biotoptypen des Biotopkatasters NRW berücksichtigt: „basenarme Pfeifengraswiese“, „brachgefallenes Nass- und Feuchtgrünland“, „feuchte Annuellenflur“, „feuchte Hochstaudenflur, flächenhaft“, „Fließgewässerböschung, Uferrandstreifen“, „Flutrasen“, „Nass- und Feuchtgrünland“, „Nass- und Feuchtmähweide“, „Nass- und Feuchtweide“ oder „Nass- und Feuchtwiese“

P3a	Welche bisher regionalplanerisch nicht gesicherten Flächen sind für die Regionalen Grünzüge als Freiraum- und Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue bedeutsam?
P3b	Für welche dieser Flächen erscheint eine Sicherung als Regionaler Grünzug grundsätzlich realisierbar?

4.6.1 Darstellungsmaßstab

Zur Ableitung von Planungshinweisen müssen die mit einer Auflösung von 30x30 Metern bzw. von 5x5 Metern errechneten Analyseergebnisse dem gebietsscharfen Darstellungsmaßstab des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr entsprechend abstrahiert werden.

Es ist davon auszugehen, dass ein künftiger Regionalplan Ruhr in seinen zeichnerischen Darstellungen den bisherigen Regionalplänen der Bezirksregierungen mit einem Maßstab von 1 : 50.000 entspricht. Die Darstellungsmöglichkeiten dieser Regionalpläne werden in der „Plan-Verordnung“ zur Durchführung des Landesplanungsgesetzes geregelt: Gem. § 3 Abs. 2 der „Plan-Verordnung“ zum Landesplanungsgesetz gelten in Nordrhein-Westfalen Flächen unterhalb einer Mindestgröße von 10 ha als auf Ebene der Regionalplanung in der Regel nicht darstellungsfähig. Der ebenfalls im Maßstab 1 : 50.000 erarbeitete Regionale Flächennutzungsplan der Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr stellt jedoch Flächen bereits ab einer Größe von 5 ha dar (vgl. Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009).

Um zu gewährleisten, dass die Abstraktion im Rahmen der Ableitung von Planungshinweisen die Darstellungsfähigkeit des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr nicht unterschreitet, wird hier der präziseren Darstellung des RFNP mit einer Darstellungsfähigkeit von Flächen ab 5 ha gefolgt.

4.6.2 Suchraumkulisse

Für eine Ableitung von Planungshinweisen gilt es zunächst, vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen Suchräume abzugrenzen, die bisher regionalplanerisch nicht als Regionale Grünzüge gesichert sind, jedoch für den strukturellen oder funktionalen Verbund entlang von Korridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue bedeutsam sind (vgl. Forschungsfrage P3b).

Für das System des Biotopverbundes in Nordrhein-Westfalen und damit auch für die Regionalen Grünzüge in ihrer Funktion als Biotopverbundkorridore gilt ein doppelter Qualitätsanspruch: Das System soll sowohl als struktureller Verbund zusammenhängender Freiräume als auch als funktionaler Verbund von Populationen bzw. Biotopen wirksam sein (vgl. LÖBF 1999). Aus diesem Grund muss die Suchraumkulisse sowohl auf den Ergebnissen der Analyse des strukturellen als auch auf den Ergebnissen der Analyse des funktionalen Verbundes basieren:

- In Bezug auf den strukturellen Verbund zusammenhängender Freiräume wird die Suchraumkulisse aus der Aggregation der Ergebnisse aller durchgeführten Cost-Corridor-Analysen abgeleitet.
- In Bezug auf den funktionalen Verbund von Populationen und Biotopen wird die Suchraumkulisse aus der Aggregation der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für das betrachtete Spektrum der 15 Anspruchstypen abgeleitet. Die für den detaillierteren Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ durchgeführten Cost-Corridor-Analysen dienen der Überprüfung der Auswirkungen des gewählten Detaillierungsgrades auf die Ergebnisse. Sie stehen damit außerhalb der gewählten Analysesystematik. Sie werden in Bezug auf ihre Implikationen diskutiert, bei der methodisch gebundenen Ableitung von Planungshinweisen jedoch nicht berücksichtigt.

Die Qualitäten des strukturellen und funktionalen Verbundes sollen unabhängig voneinander bestehen. Die Ergebnisse der Analysen des strukturellen sowie des funktionalen Verbundes werden daher nicht in einer der Integration des Spektrums der Kardinalskalen bzw. des Spektrums der Anspruchstypen vergleichbarer Weise aggregiert, sondern in einander ergänzender Weise berücksichtigt.

Um aus den aggregierten Ergebnissen der Cost-Corridor-Analysen möglichst kohärente Korridore abzuleiten, werden diese in Bezug auf manuell abgegrenzte Interpretationsräume ausgewertet. Für die Ableitung von Planungshinweisen werden die jeweils 25 günstigsten Perzentile der aggregierten Ergebnisse der Analysen des strukturellen sowie des funktionalen Verbundes betrachtet. Hierbei handelt es sich um eine normative Entscheidung. Die Begrenzung der Betrachtung auf die günstigsten 25 Perzentile gewährleistet, dass die Korridore eine der bisherigen Darstellung Regionaler Grünzüge entsprechende Breite nicht unterschreiten.

Die durch Selektion der 25 günstigsten Perzentile definierte Suchraumkulisse wird entsprechend des gebietsscharfen Darstellungsmaßstabes wie folgt abstrahiert und versäubert:

- Die im Rasterformat vorliegenden Daten der Cost-Corridor-Analysen werden zur weiteren Bearbeitung in das Polygonformat umgewandelt.
- Isolierte Flächen unterhalb einer Mindestgröße von 5 ha werden automatisiert entfernt.
- Größere isoliert liegende Flächen werden manuell entfernt, soweit offensichtlich erscheint, dass die Kohärenz der Regionalen Grünzüge hierdurch nicht beeinträchtigt wird.
- Die entstandenen Polygone werden automatisiert vereinfacht, wobei eine maximale vereinfachungsbedingte Abweichung von 100 Metern zugelassen wird.

Die auf diese Weise generierten Flächenkulissen des strukturellen und funktionalen Verbundes werden zu einer gemeinsamen Suchraumkulisse zur Erweiterung der Regionalen Grünzüge zusammengefasst, wobei Flächen, die in bisherigen Regionalplänen bereits als Regionale Grünzüge gesichert sind, nicht Teil der Suchraumkulisse sind.

4.6.3 Eignungsräume

Es wird davon ausgegangen, dass nur solche Räume für eine regionalplanerische Sicherung durch Darstellung als Regionale Grünzüge geeignet sind, deren aktuell vorherrschende Raumnutzung einer Funktion als Regionaler Grünzug nicht dauerhaft entgegensteht.

Um innerhalb der Suchraumkulisse Teilräume zu identifizieren, die für eine Sicherung als regionaler Grünzug geeignet sind, wird die auf der Interpretation von Luftbildern aus den Jahren 2005 und 2006 beruhende Flächennutzungskartierung des RVR ausgewertet. Es wird angenommen, dass eine vorwiegende Bebauung von Flächen sowie die Nutzung als Verkehrs- oder Lagerfläche einer Darstellung als Regionaler Grünzug dauerhaft entgegensteht, während dieses für alle sonstigen Flächennutzungen nicht angenommen wird.

Bei der Interpretation der Flächennutzungskartierung des RVR wird vor dem Hintergrund des gebietsscharfen Darstellungsmaßstabes wie folgt vorgegangen:

- Flächen ohne entgegenstehende Flächennutzungen werden bis zu einem Abstand von 100 Metern zu Eignungsräumen zur zusätzlichen Darstellung von Regionalen Grünzügen zusammengefasst.
- Soweit sich hieraus Flächencluster unter einer Mindestgröße von 5 ha ergeben, werden diese automatisiert entfernt.
- Innerhalb von Eignungsflächen bestehende Insellagen mit einer der Sicherung als Regionaler Grünzug entgegenstehenden Nutzung werden dem Eignungsraum zugeordnet, soweit sie kleiner als 5 ha sind.

5 Ergebnisse

"Durch diese hohle Gasse muß er kommen."

Friedrich Schiller
Wilhelm Tell: 4. Aufzug, Szene 3, Tell

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der durchgeführten Cost-Corridor-Analysen und Sensitivitätsanalysen sowie die Ergebnisse der Ableitung von Planungshinweisen dargestellt. Die Darstellung der Ergebnisse beantwortet die im Vorangegangenen formulierten Forschungsfragen (vgl. Kap. 2.3 & 2.4). Karten befinden sich jeweils am Ende eines Unterkapitels.

5.1 Flächennutzungsstruktur

Die durchgeführten Cost-Corridor-Analysen ermitteln die Kosten günstigster Pfade zwischen Ruhrtal und Lippeaue über Kostenoberflächen. Um die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen in Bezug auf die Forschungsfragen interpretieren zu können (vgl. Kap.2.3 & 2.4), ist es zunächst sinnvoll, die den verwendeten Kostenoberflächen zu Grunde liegenden Datengrundlagen im Hinblick auf die Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes bzw. der Regionalen Grünzüge zu betrachten (vgl. S. 125f Tab. 11 & 12). Unterschiedliche Flächenklassifikationen erklären sich durch die Unterschiede in den Klassifikationsverfahren und spiegeln Unsicherheiten wieder, welche mit dem Einsatz von Fernerkundungsdaten grundsätzlich verbunden sind (vgl. Stine & Hunsaker 2001). Zur Erzeugung der Kostenoberflächen wurden eingesetzt:

- Die Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn zur Analyse des strukturellen Verbundes (vgl. S. 129 Abb. 36)
- Die Luftbild- bzw. Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR zur Analyse des funktionalen Verbundes (vgl. S. 130 Abb. 37).

Im Folgenden wird die Flächennutzungsstruktur der dargestellten Regionalen Grünzüge mit der des sie umgebenden Agglomerationsraumes verglichen. Da eine flächenscharfe planerische Binnengliederung in einzelne Grünzüge nicht vorliegt, erfolgt dieser Vergleich ausschließlich in Bezug auf das gesamte System der Regionalen Grünzüge.

5.1.1 Freiflächen

Sowohl die Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn als auch die auf Luftbildern aus den Jahren 2005 und 2006 basierende Realnutzungskartierung des RVR belegen einen relativ hohen Freiraumanteil der dargestellten Regionalen Grünzüge sowie eine intensive Inanspruchnahme ihres Umfeldes durch Bau- und Verkehrsflächen (vgl. S. 125f Tab. 11 & 12):

- Der Freiflächenanteil innerhalb der Regionalen Grünzüge beträgt nach der Satellitenbildklassifikation 88,80% und nach der Luftbildkartierung 90,35%. Der Anteil durch Versiegelung geprägter Flächen innerhalb der Regionalen Grünzüge beträgt nach der Satellitenbildklassifikation 11,20% und nach der Luftbildkartierung 9,65%.
- Der Freiflächenanteil außerhalb der Regionalen Grünzüge beträgt nach der Satellitenbildklassifikation 42,41% und nach der Luftbildkartierung 56,03%. Der Anteil durch Versiegelung geprägter Flächen außerhalb der Regionalen Grünzüge beträgt nach der Satellitenbildklassifikation 57,59% und nach der Luftbildkartierung 43,97%.

Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes Auswertung der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn						
Flächennutzung	Im gesamten Untersuchungsgebiet (ca. 2.062 km²)		Innerhalb der Regionalen Grünzüge (ca. 696 km²)		Außerhalb der Regionalen Grünzüge (ca. 1.366 km²)	
Hoher Versiegelungsgrad (>80%)	11,41%	41,87%	1,77%	11,20%	16,36%	57,59%
Mittlerer Versiegelungsgrad (40-80%)	17,46%		4,03%		24,35%	
Geringer Versiegelungsgrad (<40%)	13,00%		5,40%		16,89%	
Abbauflächen, Kiesgruben und Baustellen	0,61%	58,13%	0,79%	88,80%	0,52%	42,41%
Wasserfläche	1,10%		1,81%		0,74%	
Nadelwald	2,84%		1,97%		3,28%	
Mischwald	4,28%		6,07%		3,37%	
Laubwald	10,81%		18,25%		7,00%	
Wiesen und Weiden	19,83%		27,77%		15,75%	
Ackerflächen	18,66%		32,14%		11,74%	

Tab. 11: Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes (eigene Auswertung auf Basis der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn)

Der relativ hohe Freiraumanteil der Regionalen Grünzüge ist vor dem Hintergrund ihrer Genese keine Überraschung: Sie wurden entwickelt, indem größere augenscheinlich zusammenhängende Freiräume entlang von sieben zwischen den Agglomerationskernen liegenden Nord-Süd-Korridoren regionalplanerisch gesichert wurden. Durch die regionalplanerische Sicherung weiterer Freiräume zwischen den Nord-Süd-Grünzügen sollen diese miteinander vernetzt werden. Leitprojekt der Ost-West-Vernetzung ist der entstehende Grünzug „Neues Emschertal“ (vgl. Bezirksregierung Arnsberg 2000 & 2004; Bezirksregierung Düsseldorf 1999; Emschergenossenschaft 2006 sowie Bezirksregierung Münster 2004).

Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes Auswertung der modifizierten Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR						
Flächennutzung	Im gesamten Untersuchungsgebiet (ca. 2.062 km²)		Innerhalb der Regionalen Grünzüge (ca. 696 km²)		Außerhalb der Regionalen Grünzüge (ca. 1.366 km²)	
Bebaute Flächen mit hohem Versiegelungs- grad (>80%)	6,04%	32,39%	0,52%	9,65%	8,85%	43,97%
Bebaute Flächen mit mittlerem Versiegelungs- grad (40-80%)	9,21%		1,15%		13,31%	
Bebaute Flächen mit geringem Versiegelungs- grad (<40%)	7,77%		3,45%		9,97%	
Autobahnen und Brücken über Autobahnen	0,71%		0,83%		0,64%	
Sonstige Verkehrsflächen	8,67%		3,71%		11,19%	
Brachflächen	3,83%	67,61%	3,02%	90,35%	4,24%	56,03%
Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen	2,71%		1,24%		3,46%	
Wasserflächen	1,81%		2,70%		1,35%	
Nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	17,67%		15,10%		18,98%	
Ackerflächen und Erwerbs- gartenbauflächen	16,60%		28,46%		10,56%	
Grünlandflächen	9,83%		16,88%		6,24%	
Waldflächen	15,16%		22,94%		11,20%	

Tab. 12: Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes (Auswertung der modifizierten Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR)

Bei einem Vergleich der Aussagen beider Datengrundlagen ist zu berücksichtigen, dass die in der Realnutzungskartierung des RVR enthaltene Oberkategorie „Brachflächen“ bei Aggregation von Flächenanteilen in Tabelle 12 als (potenzieller) Freiraum angesehen wurde, während die Flächen aktuell möglicherweise durch Versiegelung gekennzeichnet und in der Satellitenbildklassifikation des ZFL entsprechend klassifiziert sind. Ähnliches ist für einen Teil der Flächen in der Oberkategorie „Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen“

anzunehmen. Vor dem Hintergrund der geringen Flächenanteile dieser Oberkategorien ist der deutliche Unterschied in Bezug auf den in den beiden Datengrundlagen ausgewiesenen Freiraumanteil allein jedoch nicht erklärbar. Auffällig ist, dass sich dieser Unterschied außerhalb, jedoch kaum innerhalb der Regionalen Grünzüge zeigt. Die zusätzlichen Freiraumanteile der Realnutzungskartierung des RVR sind also weitgehend im durch intensive bauliche Nutzung geprägten Raum außerhalb bestehender Regionaler Grünzüge enthalten. Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, dass der geringere Freiraumanteil der Satellitenbildklassifikation des ZFL darin begründet liegt, dass diese - anders als die auf Luftbildinterpretation basierende Realnutzungskartierung des RVR - kaum in der Lage ist, kleinere Grünflächen im dicht besiedelten Bereich separat zu klassifizieren. Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass Kostenoberflächen, die auf Basis der differenzierteren Realnutzungskartierung des RVR erzeugt werden, grundsätzlich eher dazu führen, dass günstige Pfade auch dichter besiedelte Bereiche durchqueren.

Aufgrund ihres hohen Freiraumanteils ist festzustellen, dass die Festsetzung Regionaler Grünzüge ein wirkungsvolles Instrument des Freiraumschutzes ist. Auch diese Feststellung ist zunächst wenig überraschend, da eine Darstellung als „Regionaler Grünzug“ die Festsetzung eines Vorranggebietes gem. § 7 Abs. 4 ROG bedeutet. Die Festsetzung als Vorranggebiet bedeutet den behördenverbindlichen Ausschluss von Nutzungen, die der als vorrangig normierten Funktion entgegenstehen. Dieser zunächst strikte Schutz wird allerdings durch den Darstellungsmaßstab der Regionalplanung eingeschränkt: Entgegenstehende Nutzungen unterhalb einer Flächengröße von 10 ha (bzw. 5 ha im Falle einer Darstellung durch den RFNP) werden nicht erfasst (vgl. § 3 Abs. 2 der „Plan-Verordnung“ zum Landesplanungsgesetz; Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009). Diese Einschränkung hat jedoch offensichtlich bisher nicht zu einer schleichenden Inanspruchnahme der dargestellten Regionalen Grünzüge geführt.

Die Satellitenbildklassifikation des ZFL und die Luftbildkartierung des RVR weisen einen hohen Anteil von Acker- bzw. Acker- und Erwerbsgartenbauflächen innerhalb der Regionalen Grünzüge aus:

- Der Anteil an Acker- bzw. Acker- und Erwerbsgartenbauflächen am gesamten Untersuchungsraum liegt gemäß Satellitenbildklassifikation bei 18,66% und gemäß Luftbildkartierung bei 16,60%.
- Innerhalb der Regionalen Grünzüge liegt ihr Flächenanteil wesentlich höher: Die Satellitenbildklassifikation weist 32,14% der Regionalen Grünzüge als Ackerflächen aus. Im Rahmen der Luftbildkartierung wurden 28,46% als Acker- und Erwerbsgartenbauflächen identifiziert.
- Außerhalb der Regionalen Grünzüge existieren nur relativ wenige Anbauflächen: Die Satellitenbildklassifikation weist 11,74% der Fläche außerhalb der Regionalen Grünzüge als Ackerflächen aus. Im Rahmen der Luftbildkartierung wurden 10,56% als Acker- und Erwerbsgartenbauflächen identifiziert.

Deutlich wird: Die Regionalen Grünzüge stellen sich nicht nur als „Wald- und Wiesengürtel“ dar (vgl. Schmidt 1912: 71) – sie enthalten ca. ein Drittel Acker- und Erwerbsgartenbauflächen.

5.1.2 Barriereelemente

Trotz des wirksamen Schutzes der dargestellten Regionalen Grünzüge vor flächiger Inanspruchnahme betont Walz (1999: 74), dass die völlige „Zerstückelung“ der Landschaft insbesondere durch Verkehrsinfrastruktur wie Autobahnen und Kanäle das kennzeichnende Element der Emscherzone sei. Während die Daten der Satellitenbildkartierung keine Aussagen zu Verkehrsinfrastruktur erlauben, enthält die Realnutzungskartierung des RVR detaillierte Aussagen zu diesem Themenkomplex (vgl. S. 125f Tab. 11 & 12):

- Autobahnen haben einen Flächenanteil von 0,71% im gesamten Untersuchungsraum. Innerhalb der Regionalen Grünzüge liegt ihr Anteil über diesem Durchschnittswert (0,83%) während er außerhalb der Regionalen Grünzüge mit 0,64% darunter liegt.
- Wasserflächen haben einen Flächenanteil von 1,81% im gesamten Untersuchungsraum. In diesen Wasserflächen ist ein Anteil von 0,64% des Untersuchungsraumes enthalten, der als „Kanäle und Häfen“ klassifiziert ist. Innerhalb der Regionalen Grünzüge liegt der Anteil der Wasserflächen über diesem Durchschnittswert (2,70%) – der darin enthaltene Anteil der Kanäle und Häfen ist jedoch niedriger als im gesamten Untersuchungsraum (0,56%). Außerhalb der Regionalen Grünzüge liegt der Anteil der Wasserflächen unter dem Durchschnittswert (1,35%), der darin enthaltene Anteil von Kanälen und Häfen ist jedoch überdurchschnittlich hoch (0,68).
- Sonstige Verkehrsinfrastruktur hat einen Flächenanteil von 8,67% im gesamten Untersuchungsraum. Innerhalb der Regionalen Grünzüge ist ihr Anteil erheblich niedriger (3,71%) und außerhalb deutlich höher (11,19%).

Wichtig ist: Die Regionalen Grünzüge sind noch intensiver von Autobahnen durchzogen als das übrige Untersuchungsgebiet. Im Vergleich mit dem gesamten Untersuchungsraum enthalten sie jedoch nur einen relativ geringen Anteil an sonstiger Verkehrsinfrastruktur. Ihr relativ hoher Anteil an Wasserflächen beinhaltet nur relativ wenige Flächen, die als Kanäle und Häfen klassifiziert wurden.

5.1.3 Brachflächen

Von Interesse erscheinen weiterhin die Flächenanteile von Brachflächen sowie von Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen innerhalb und außerhalb der Regionalen Grünzüge. Derartige Flächen stellen Potenziale dar, die genutzt werden können, um den Freiraumanteil durch eine entsprechende Folgenutzung künftig zu erhöhen. Für beide Oberkategorien ergibt sich anhand der Realnutzungskartierung des RVR ein ähnliches Bild:

- Im gesamten Untersuchungsraum liegt der Brachflächenanteil bei 3,83%. Der Anteil von Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen beträgt 2,71%.
- Innerhalb der Regionalen Grünzüge liegen die Anteile beider Oberkategorien unterhalb der Werte für den gesamten Untersuchungsraum (3,02% Brachflächenanteil und 1,24% Anteil an Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen).
- Außerhalb der Regionalen Grünzüge sind beide Flächenanteile entsprechend überdurchschnittlich (4,24% Brachflächenanteil und 3,46% Anteil an Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen) vertreten.

Festzustellen ist: Brachflächen, Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen sind zwar bereits stellenweise Teile der Regionalen Grünzüge, liegen jedoch hauptsächlich außerhalb der bislang dargestellten Flächenkulisse.

5.1.4 Zwischenfazit

Die Analyse der Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes anhand der Satellitenbildklassifikation des ZFL sowie der Luftbildkartierung des RVR belegt den Charakter der Regionalen Grünzüge als Freiraumkorridore.

Diese werden jedoch (sogar) im Vergleich mit dem übrigen Agglomerationsraum der Metropole Ruhr besonders intensiv von Autobahnen durchzogen. Anderen Arten von Verkehrsinfrastruktur sowie Häfen und Kanäle liegen hingegen hauptsächlich außerhalb der Regionalen Grünzüge.

Es ist davon auszugehen, dass Autobahnen die primären ökologischen Barrierestrukturen darstellen, welche sowohl die strukturelle als auch die funktionale Konnektivität der Regionalen Grünzüge beeinträchtigen. Weitere Beeinträchtigungen der funktionalen Konnektivität der Regionalen Grünzüge können sich auch aus ihrem relativ hohen Anteil an Ackerflächen ergeben, da diese nur für wenige Arten Habitatqualität besitzen.

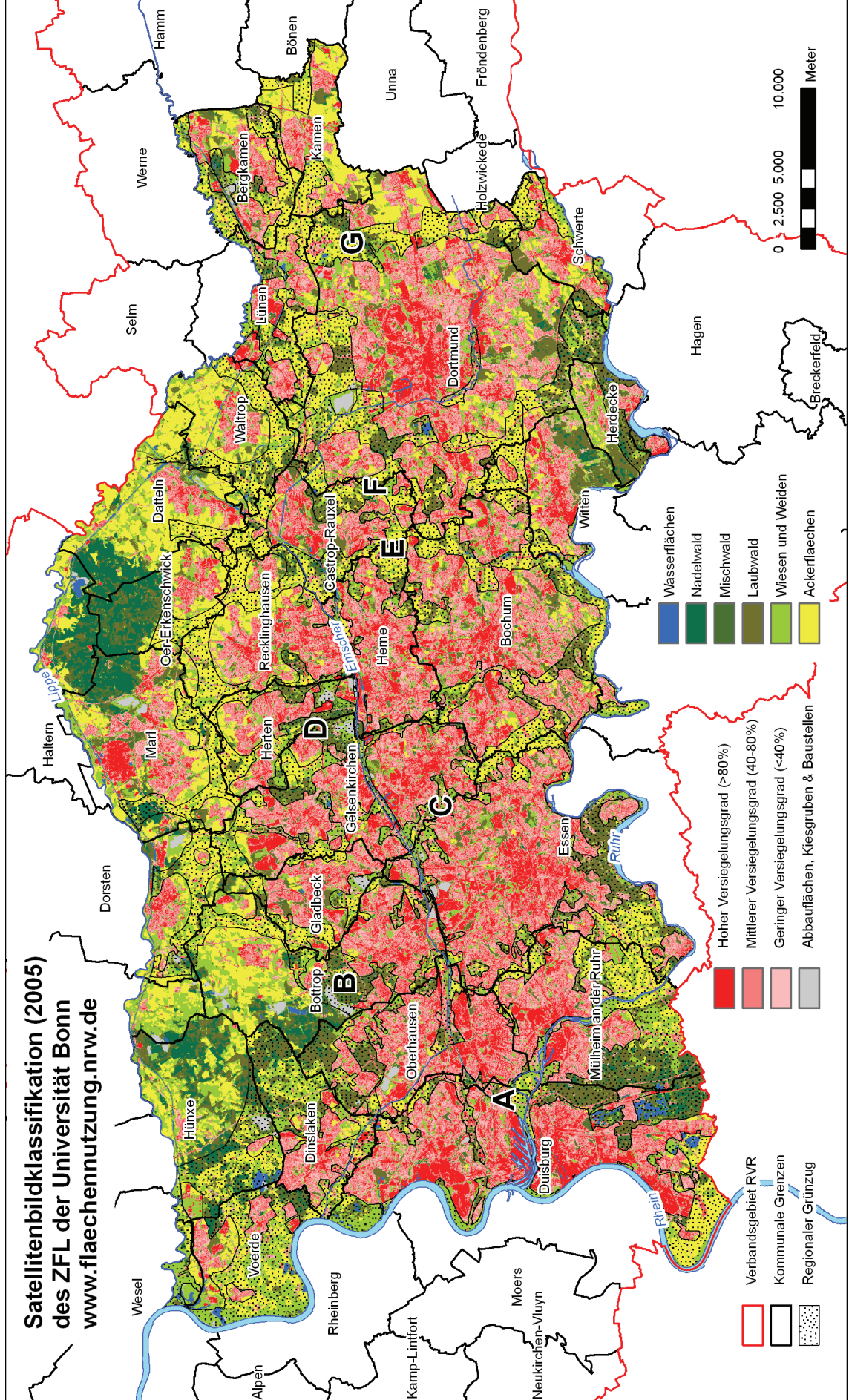


Abb. 36: Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn

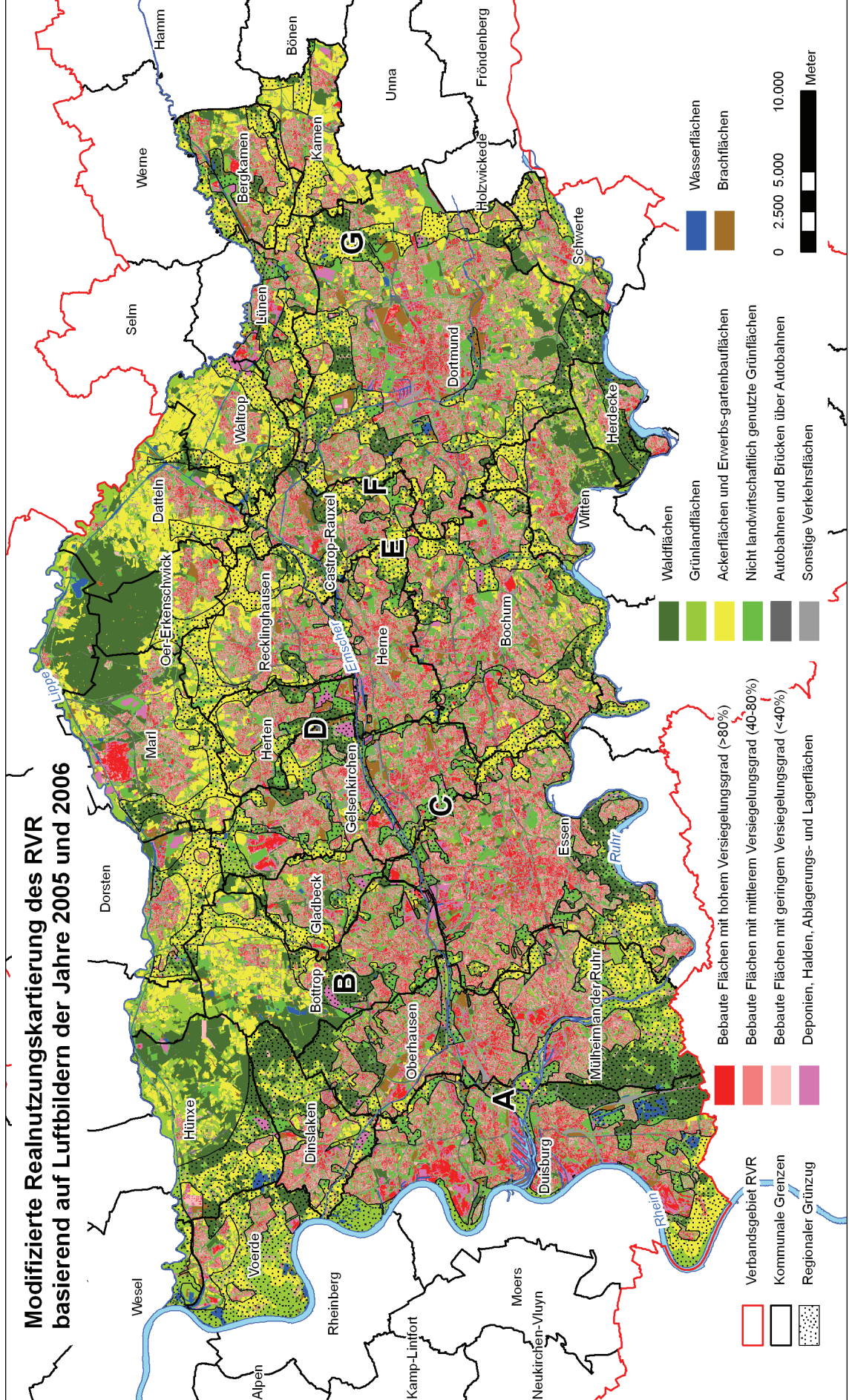


Abb. 37: Modifizierte Realnutzungskartierung des RVR basierend auf Luftbildern der Jahre 2005 und 2006

5.2 Struktureller Verbund

Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Anspruchstyp *Segers vulgaris* stellen strukturell verbundene Freiraumkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue dar und beantworten hierdurch die planerische Forschungsfrage P1a. Die planerische Forschungsfrage P1b wird durch die kartographische Überlagerung der analytisch ermittelten Freiraumkorridore mit dem regionalplanerisch dargestellten System der Regionalen Grünzüge beantwortet.

- P1a** Wo sind zusammenhängende Freiraumkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?
- P1b** In welchem Maß entspricht die bestehende regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbarer Freiraumkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

Die für die verschiedenen Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes verwendeten Kostenoberflächen gleichen sich in Bezug auf die den einzelnen Zellen zugewiesenen ordinalen Kostenniveaus. Sie unterscheiden sich jedoch in Bezug auf die diesen Niveaus zugeordneten kardinalen Kostenwerte. Aus diesem Grund sind Unterschiede zwischen den Ergebnissen ausschließlich durch die unterschiedliche kardinale Spreizung der Kostenskala bedingt. Durch Vergleich der Ergebnisse lässt sich die methodische Forschungsfrage M1 beantworten.

- M1** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume durch die unterschiedliche kardinale Spreizung der eingesetzten Kostensets beeinflusst?

5.2.1 Cost-Corridor-Analysen

Der strukturelle Verbund zwischen Ruhrtal und Lippeaue wurde im Rahmen von Cost-Corridor-Analysen modelliert. Die Kostenoberflächen (30x30 Meter) dieser Analysen basieren auf der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn.

Zur Bewertung der Flächennutzungskategorien wurde der Anspruchstyp *Segers vulgaris* entwickelt. Aus diesem Anspruchstyp wurde eine ordinale Kostenbewertung der Flächennutzungskategorien der Satellitenbildklassifikation abgeleitet. Zur Erstellung von Kostenoberflächen musste diese ordinale Bewertungsskala in eine Kardinalskala überführt werden. In Bezug auf die kardinalen Abstände zwischen den ordinalen Niveaus besteht jedoch Unsicherheit. Diese Unsicherheit wurde berücksichtigt, indem Cost-Corridor-Analysen mit sechs verschiedenen Varianten einer kardinalen Interpretation der Ordinalskala durchgeführt wurden (vgl. S. 101 Tab. 6). Die berücksichtigten Varianten repräsentieren das Spektrum der herrschenden Unsicherheit.

Um eine Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse über das Spektrum der verwendeten kardinalen Kostenskalen hinweg zu gewährleisten, werden diese anhand von Perzentilen klassifiziert. Bei der Klassifikation von Perzentilen mittels ArcGIS 9.2 ergeben sich bestimmte Unschärfen (vgl. Kap. 4.4.2), die durch eine Reklassifikation der Perzentile anhand von 20 Quantilen minimiert wurden. Das Ergebnis dieser Reklassifikation wird entsprechend einer kartografischen Gebirgsdarstellung farbplastisch dargestellt: Zonen geringer Kosten befinden sich in den „grünen Tälern“ der Gebirgsdarstellung. Mit zunehmender „Höhenstufe“ werden zunehmende Kosten des günstigsten Pfades durch eine Zelle ausgedrückt.

5.2.1.1 Kennzahlen

Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen werden im Folgenden zunächst anhand von Kennzahlen diskutiert. Tabelle 13 bietet eine entsprechende Übersicht:

Analyse des strukturellen Verbundes: Kennzahlen der Cost-Corridor-Analysen im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen						
Kostenskala	$F_{(os)=os}$	$F_{(os)=2^{os-1}}$	$F_{(os)=os^2}$	$F_{(os)=3^{os-1}}$	$F_{(os)=os^3}$	$F_{(os)=4^{os-1}}$
Spreizung der Kostenskala	1 bis 5	1 bis 16	1 bis 25	1 bis 81	1 bis 125	1 bis 256
Arithmetisches Mittel der Pfadkosten	38.595	41.077	50.784	50.596	75.769	62.028
Minimale Pfadkosten (Least-Cost-Path)	25.252	25.650	33.154	30.510	46.617	34.923
Maximale Pfadkosten	56.993	73.828	103.270	159.309	272.750	350.734

Tab. 13: Analyse des strukturellen Verbundes: Kennzahlen der Cost-Corridor-Analysen im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen

Das arithmetische Mittel sowie die minimalen und maximalen Pfadkosten steigen grundsätzlich mit der kardinalen Spreizung der Kostenskalen an. Jedoch wird deutlich, dass neben der kardinalen Spreizung zwischen den ordinalen Niveaus 1 und 5 auch die Höhe der den unteren ordinalen Niveaus zugewiesenen Kostenwerte einen starken Einfluss auf die dargestellten Kennzahlen hat:

Es besteht bspw. eine starke Ähnlichkeit zwischen den Kennzahlen der Analyseergebnisse mit den Skalen $F_{(os)=os^2}$ und $F_{(os)=3^{os-1}}$. Der dem ordinalen Niveau 5 zugeordnete Wert von $F_{(os)=3^{os-1}}$ ist zwar um mehr als das Dreifache größer als der dem ordinalen Niveau 5 zugeordnete Wert von $F_{(os)=os^2}$, die Werte der übrigen ordinalen Niveaus unterscheiden sich jedoch nur vergleichsweise wenig voneinander (vgl. Tab 13).

Die Kostenwerte der Zellen eines Ergebnistrasters stellen die Kosten günstigster Pfade dar – der Einfluss des höchsten Kostenniveaus einer Kostenskala ist vergleichsweise gering, da die entsprechenden Bereiche von günstigsten Pfaden gemieden werden.

5.2.1.2 Korridore

Der Verlauf nahezu aller in den Ergebnistrastern dargestellten günstigsten Korridore weist eine hohe unmittelbar augenscheinliche Übereinstimmung mit den dargestellten Regionalen Grünzügen auf, insbesondere mit den Flächen, welche bereits im Gebietesentwicklungsplan von 1966 dargestellt wurden. Die Ergebnisse der Analysen können daher für die den Regionalen Grünzügen A bis G entsprechenden günstigen Korridore diskutiert werden.

Die Ergebnistraster aller Cost-Corridor-Analysen zeigen im Bereich der Regionalen Grünzüge A, B, C, D und G einen günstigen Korridor, welcher dem Verlauf des jeweiligen Regionalen Grünzuges grundsätzlich entspricht. Im Bereich der Regionalen Grünzüge E und F zeigen die Ergebnistraster aller Cost-Corridor-Analysen einen günstigen Korridor mit mehreren vernetzten Strängen. Der Verlauf des Korridors wird im nördlichen Bereich durch dort bestehende Unterschiede in den zu überwindenden metrischen Distanzen bestimmt. Der Einfluss der metrischen Distanzen führt insb. bei geringer gespreizten Kostenskalen dazu,

dass der Korridor im nördlichen Bereich die Flächen des Regionalen Grünzugs E verlässt und gänzlich in die Flächen des Regionalen Grünzuges F nach Osten schwenkt.

In Abbildung 38 (S. 136) wird das Ergebnis der Cost-Corridor-Analyse für den Anspruchstyp *Segers vulgaris* mit der kardinalen Kostenskala $F_{(os)}=os$ dargestellt. Hierbei handelt es sich um die Kostenskala mit der geringsten kardinalen Spreizung im berücksichtigten Spektrum. Der Einfluss der zu überwindenden Matrixwiderstände tritt hier am stärksten hinter die zu überwindende metrische Distanz zurück. Vor diesem Hintergrund ist die hohe augenscheinliche Ähnlichkeit zwischen dem Ergebnisraster und den kürzesten metrischen Distanzen im Untersuchungsgebiet zu erklären (vgl. S. 136 Abb.38 & S. 97 Abb. 28).

Die Abbildungen 38 bis 43 (S. 136f) stellen die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Anspruchstyp *Segers vulgaris* mit Kostenskalen dar, welche durch exponentielle Funktionen aus der Ordinalskala abgeleitet wurden. Bei diesen Kostenskalen sind die Abstände zwischen den ordinalen Niveaus bedeutend größer als bei der Skala $F_{(os)}=os$. Die metrische Distanz tritt in ihrer Bedeutung für den Verlauf günstiger Pfade gegenüber der Beschaffenheit der Landschaftsmatrix mit zunehmender kardinaler Spreizung entsprechend zurück.

Die Kostenskalen $F_{(os)}=os^2$ und $F_{(os)}=os^3$ unterscheiden sich von den Kostenskalen $F_{(os)}=2^{os-1}$, $F_{(os)}=3^{os-1}$ und $F_{(os)}=4^{os-1}$ in Bezug auf ihren Steigungsverlauf: Die Kostenskalen $F_{(os)}=os^2$ und $F_{(os)}=os^3$ weisen im Bereich der unteren ordinalen Niveaus eine relativ größere Steigung auf, während dieses bei den Kostenskalen $F_{(os)}=2^{os-1}$, $F_{(os)}=3^{os-1}$ und $F_{(os)}=4^{os-1}$ im Bereich der oberen ordinalen Niveaus der Fall ist.

Die Folge ist, dass für die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen mit den Kostenskalen $F_{(os)}=os^2$ und $F_{(os)}=os^3$ die Lage von Barrierestrukturen - hier von Bereichen mit einem Versiegelungsgrad über 80% - im Vergleich eine relativ geringere Rolle spielt. Der Einfluss von Unterschieden innerhalb der Landschaftsmatrix auf den unteren ordinalen Niveaus ist hingegen größer.

Augenscheinlich ist: Eine stärkere Spreizung der Kostenskala bzw. eine Betonung des Einflusses von Matrixwiderständen gegenüber der metrischen Distanz führt dazu, dass die Regionalen Grünzüge präziser von den günstigen Korridoren repräsentiert werden.

Die Ergebnisraster der Cost-Corridor-Analysen illustrieren, dass eine stärkere Spreizung der verwendeten Kostenskala zu stärker differenzierten und metrisch längeren günstigsten Wegen führt. Der Einfluss der Länge des kürzesten metrischen Weges nimmt im Verhältnis zum Einfluss der zu überwindenden Matrixwiderstände ab, je höher die den Matrixwiderständen zugeordneten kardinalen Kostenwerte sind.

5.2.1.3 Pfadkosten

In Abhängigkeit von der eingesetzten kardinalen Kostenskala ergeben sich neben den Unterschieden in Bezug auf den Verlauf der günstigen Korridore auch Unterschiede in Bezug auf ihre Pfadkosten. Zu beachten ist hierbei, dass die „Höhenstufe“ eines Korridors im farbplastischen „Gebirge“ keine absolute Aussage über die Pfadkosten trifft. Die Höhenstufe wird im Rahmen der Klassifikation anhand von Quantilen, d.h. in Relation zu den Pfadkosten im gesamten Untersuchungsgebiet, bestimmt.

Treten Unterschiede in Bezug auf die „Höhenstufe“ von einzelnen günstigen Korridoren auf, so lassen diese einen Schluss auf das korridorspezifische Verhältnis zwischen metrischer Distanz und Matrixwiderständen in Relation zum gesamten Untersuchungsgebiet zu:

- Ändert sich die „Höhenstufe“ eines Korridors über die Analyseergebnisse hinweg nicht, ergeben sich durch Änderung der Gewichtung zwischen zu überwindender metrischer Distanz und Matrixwiderständen keine Unterschiede. Die relative Qualität des Korridors

in Bezug auf die zu überwindenden Matrixwiderstände entspricht seiner relativen Qualität in Bezug auf die zu überwindende metrische Distanz.

- Sinkt die „Höhenstufe“ eines Korridors bei steigender Spreizung der Kostenskala, so ist seine relative Qualität in Bezug auf die zu überwindenden Matrixwiderstände besser als in Bezug auf die zu überwindende metrische Distanz.
- Steigt die „Höhenstufe“ eines Korridors bei steigender Spreizung der Kostenskala, so ist seine relative Qualität in Bezug auf die zu überwindenden Matrixwiderstände schlechter als in Bezug auf die zu überwindende metrische Distanz.

Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges A ist – insb. im Ballungskern – gegen seine Umgebung durch einen sprunghaften Anstieg der Pfadkosten abgegrenzt. Bereiche außerhalb des Korridors weisen in den Ergebnisrastern sämtlicher Cost-Corridor-Analysen sehr hohe relative Pfadkosten auf. Die strukturelle Konnektivität außerhalb der als Regionaler Grünzug gesicherten Flächen ist daher sehr gering. Im Vergleich zu den günstigen Korridoren im Bereich der anderen Regionalen Grünzüge liegt der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges A auf einer relativ hohen „Höhenstufe“. Diese relativ hohen Pfadkosten des Korridors sind auch dadurch zu erklären, dass die zu überwindende metrische Distanz im Bereich des Regionalen Grünzuges A größer ist als in den Bereichen aller anderen Regionalen Grünzüge (vgl. S. 97 Abb. 28). Die „Höhenstufe“ des Korridors ist bei den Analysen mit den am stärksten gespreizten Kostenskalen $F_{(os)}=os^3$ und $F_{(os)}=4^{os-1}$ am höchsten. Eine Betonung des Einflusses der innerhalb der Landschaftsmatrix zu überwindenden Widerstände gegenüber der metrischen Länge des Korridors führt also zu einer noch schlechteren relativen Bewertung des Korridors: Seine relative Qualität in Bezug auf die zu überwindenden Matrixwiderstände ist (noch) schlechter als in Bezug auf die zu überwindende metrische Distanz

Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges B ist – insb. im Ballungskern – gegen seine Umgebung durch einen sprunghaften Anstieg der Pfadkosten abgegrenzt. Bereiche außerhalb des Korridors weisen in den Ergebnisrastern sämtlicher Cost-Corridor-Analysen sehr hohe relative Pfadkosten auf. Die strukturelle Konnektivität außerhalb der als Regionaler Grünzug gesicherten Flächen ist daher sehr gering. Im Vergleich zu den günstigen Korridoren im Bereich der anderen Regionalen Grünzüge liegt der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges B auf einer relativ hohen „Höhenstufe“. Nur der Regionale Grünzug A hat eine noch größere metrische Distanz zu überwinden als der Grünzug B (vgl. S. 97 Abb. 28). Die „Höhenstufe“ des Korridors ist bei den Analysen mit stärker gespreizten Kostenskalen geringfügig niedriger als bei Analysen mit geringer gespreizten Kostenskalen. Eine Betonung des Einflusses der innerhalb der Landschaftsmatrix zu überwindenden Widerstände gegenüber der metrischen Länge des Korridors führt also zu einer geringfügig besseren relativen Bewertung des Korridors: Seine relative Qualität in Bezug auf die zu überwindenden Matrixwiderstände ist besser als in Bezug auf die zu überwindende metrische Distanz.

Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges C ist – insb. im Ballungskern - in den Ergebnisrastern der Cost-Corridor-Analysen mit stärker gespreizten Kostenskalen durch einen deutlichen Anstieg der Pfadkosten gegen seine Umgebung abgegrenzt (vgl. S. 138ff Abb. 40; 42 & 43). Die Ergebnisraster der Cost-Corridor-Analysen mit geringer gespreizten Kostenskalen zeigen hingegen im Bereich der Regionalen Grünzüge C und D eine „Hochebene“. Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges C ist anhand des Gefälles der Bedeutung von Flächen für die strukturelle Nord-Süd-Konnektivität weniger scharf abgegrenzt als dieses bei den Korridoren im Bereich der Regionalen Grünzüge A und B der Fall ist. Im Vergleich zu den günstigen Korridoren im Bereich der anderen Regionalen Grünzüge liegt der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges C auf einer mittleren

„Höhenstufe“, was auch durch die zu überwindende metrische Distanz zu erklären ist (vgl. S. 97 Abb. 28). Die „Höhenstufe“ des Korridors bleibt über alle Analysen sehr ähnlich, jedoch findet mit steigender Spreizung der verwendeten Kostenskala eine „Auffaltung“ des farbplastischen „Kostengebirges“ um den günstigen Korridor herum statt. Eine Betonung des Einflusses der innerhalb der Landschaftsmatrix zu überwindenden Widerstände gegenüber der metrischen Länge des Korridors führt also zu keiner anderen Bewertung des Korridors, wohl aber zu einer deutlich negativeren Bewertung seines Umfeldes.

Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges D ist in den Ergebnisrastern der Cost-Corridor-Analysen mit stärker gespreizten Kostenskalen – insb. im Ballungskern - gegen seine Umgebung durch einen deutlichen Anstieg der Pfadkosten abgegrenzt. Cost-Corridor-Analysen mit geringer gespreizten Kostenskalen zeigen hingegen im Bereich der Regionalen Grünzüge C und D eine „Hochebene“. Zwischen den Grünzügen D und E zeigt sich in den Ergebnissen aller Cost-Corridor-Analysen ein Bereich höchster Pfadkosten. Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges D ist anhand des Gefälles der Bedeutung von Flächen für die strukturelle Nord-Süd-Konnektivität weniger scharf abgegrenzt als dieses bei den Korridoren im Bereich der Regionalen Grünzüge A und B der Fall ist. Im Vergleich zu den günstigen Korridoren im Bereich der anderen Regionalen Grünzüge liegt der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges C auf einer mittleren „Höhenstufe“, was auch durch die zu überwindende metrische Distanz zu erklären ist. (vgl. S. 97 Abb. 28). Die „Höhenstufe“ des Korridors sinkt bei stärkerer Spreizung der Kostenskala. Eine Betonung des Einflusses der innerhalb der Landschaftsmatrix zu überwindenden Widerstände gegenüber der metrischen Länge des Korridors führt zu einer Verbesserung der Bewertung des Korridors, was auf einen relativ geringen Einfluss von Matrixwiderständen hindeutet.

Das Netz günstiger Korridore im Bereich der Regionalen Grünzüge E und F ist in den Ergebnisrastern der Cost-Corridor-Analysen mit stärker gespreizten Kostenskalen – insb. im Ballungskern – durch einen deutlichen Anstieg der Pfadkosten gegen ihre Umgebung abgegrenzt (vgl. S. 138ff Abb. 40; 42 & 43). Zwischen den Grünzügen E und D zeigt sich in den Ergebnissen aller Cost-Corridor-Analysen ein Bereich höchster Pfadkosten. Im Vergleich zu den günstigen Korridoren im Bereich der anderen Regionalen Grünzüge liegt der Korridor im Bereich der Regionalen Grünzüge E und F auf einer niedrigen „Höhenstufe“, was nicht allein durch die zu überwindende metrische Distanz zu erklären ist. (vgl. S. 97 Abb. 28). Im Bereich des Regionalen Grünzuges E sinkt die „Höhenstufe“ des Korridors bei stärkerer Spreizung der Kostenskala. Eine Betonung des Einflusses der innerhalb der Landschaftsmatrix zu überwindenden Widerstände gegenüber der metrischen Länge des Korridors führt zu einer Verbesserung der Bewertung dieses Korridorabschnittes, was auf einen relativ geringen Einfluss von Matrixwiderständen hindeutet.

Im Bereich des Regionalen Grünzuges G werden die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen stark durch die geringe metrische Distanz zwischen Ruhr und Lippe übergeprägt (vgl. S. 97 Abb. 28). Eine deutliche Abgrenzung eines günstigen Korridors ergibt sich daher nur bei den stark gespreizten Kostenskalen (vgl. S. 138ff Abb.40; 42 & 43). Bei geringer gespreizten Kostenskalen wird der gesamte Bereich nahezu unabhängig von der Flächennutzungsstruktur als zum Korridor gehörig bewertet (vgl. S. 136ff Abb. 38; 39 & 41). Im Vergleich zu den günstigen Korridoren im Bereich der anderen Regionalen Grünzüge liegt der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges G - unabhängig von der eingesetzten Kostenskala - auf der niedrigsten „Höhenstufe“.

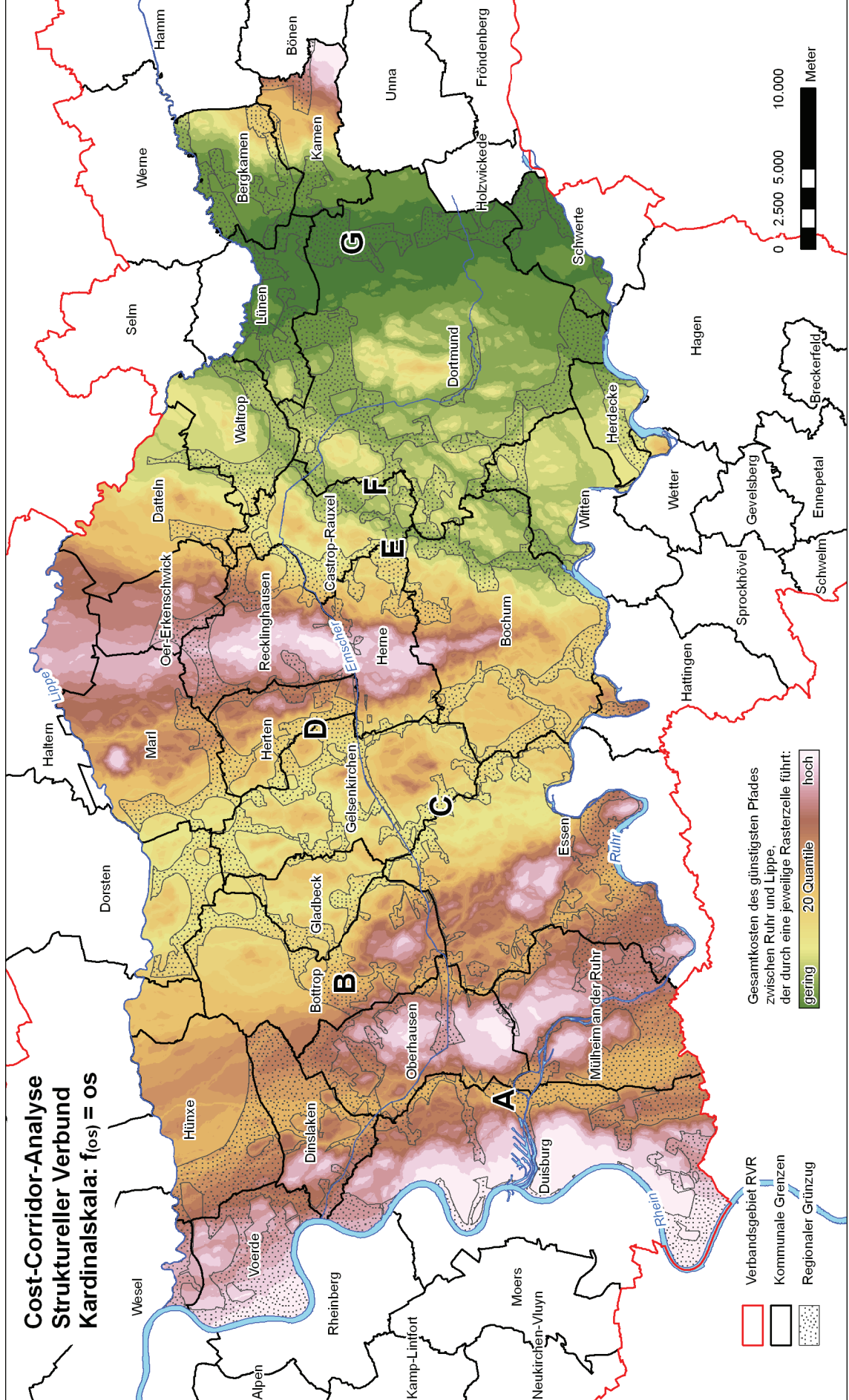


Abb. 38: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)} = os$

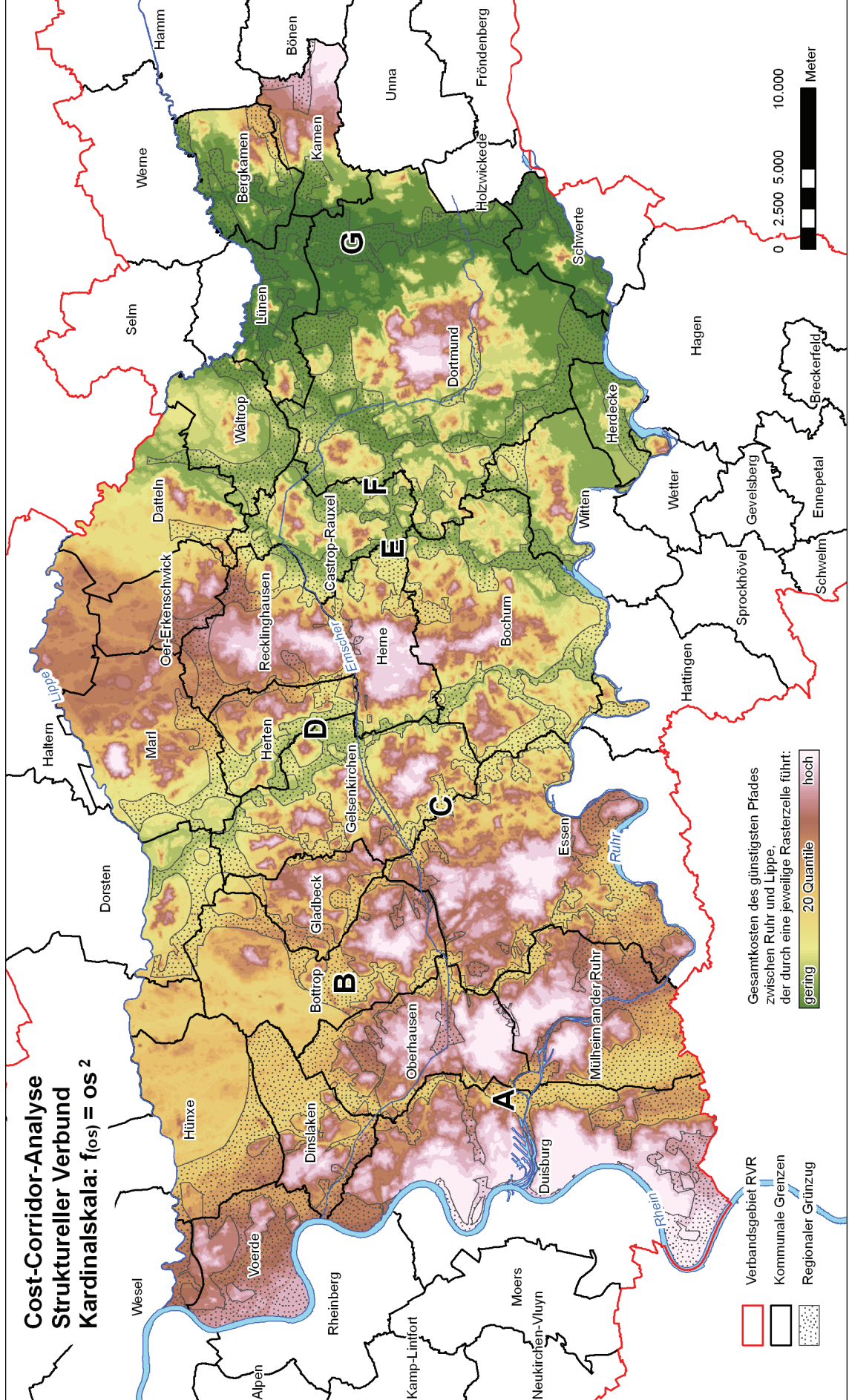


Abb. 39: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)} = os^2$

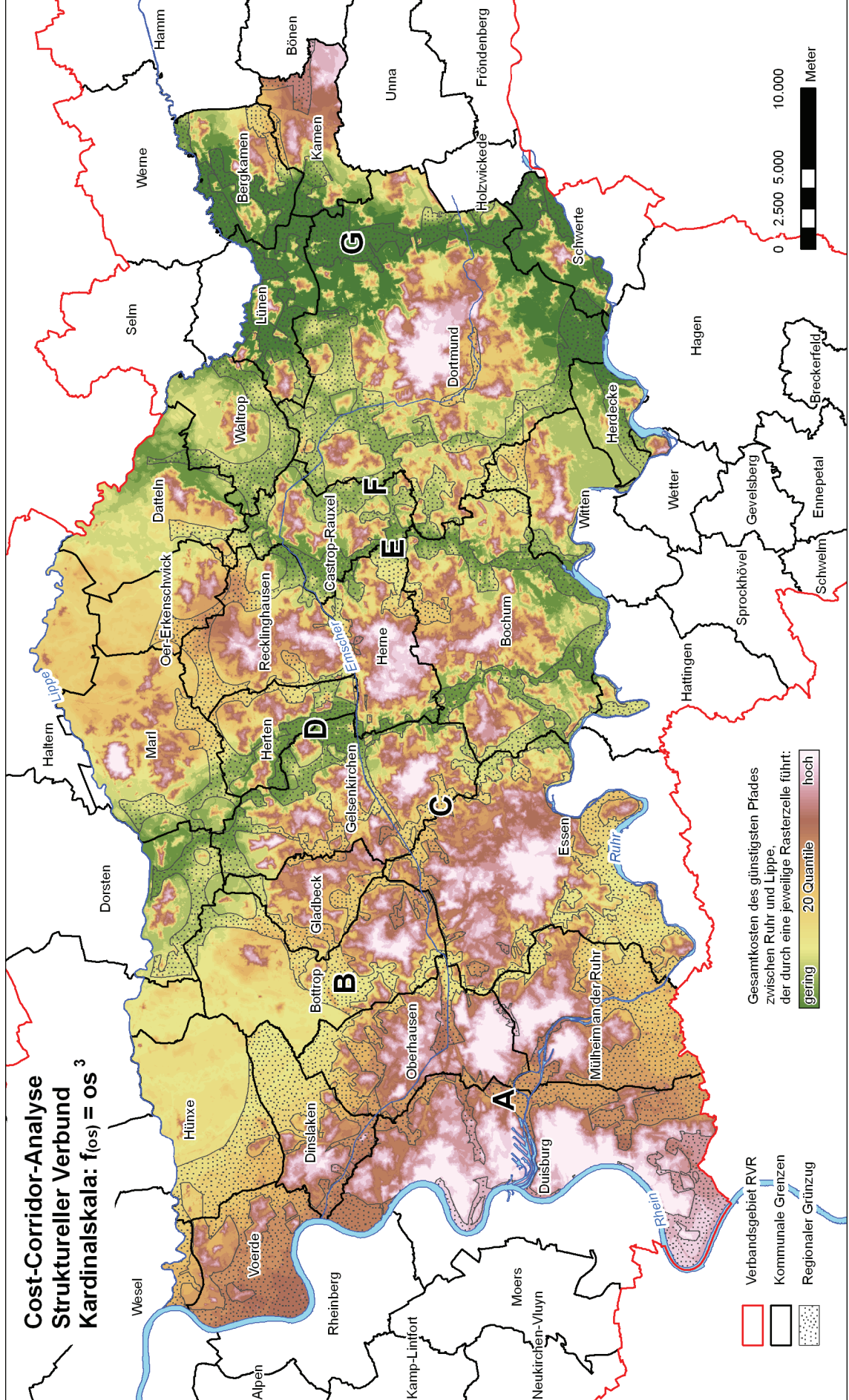


Abb. 40: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)} = os^3$

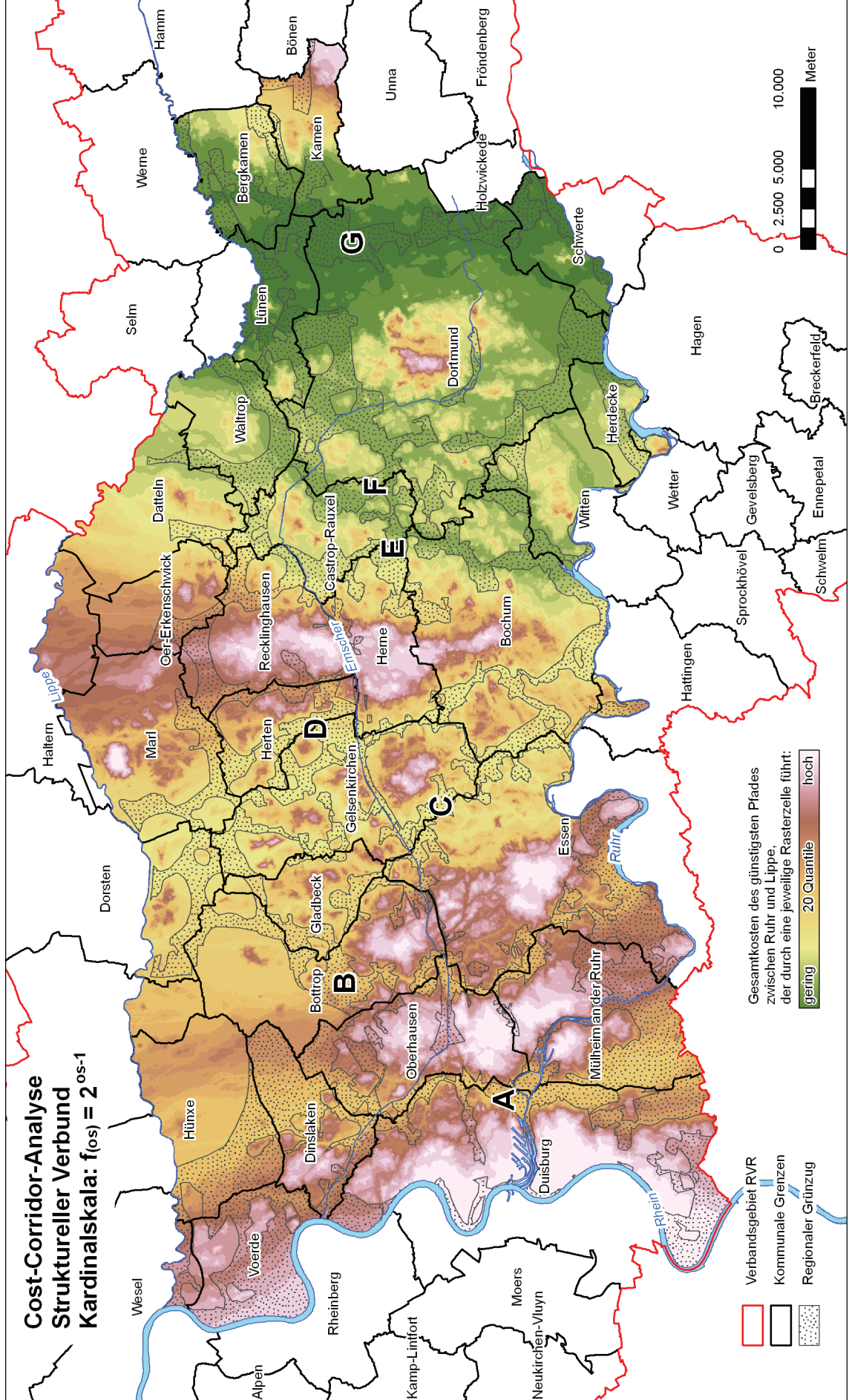


Abb. 41: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(os)} = 2^{os-1}$

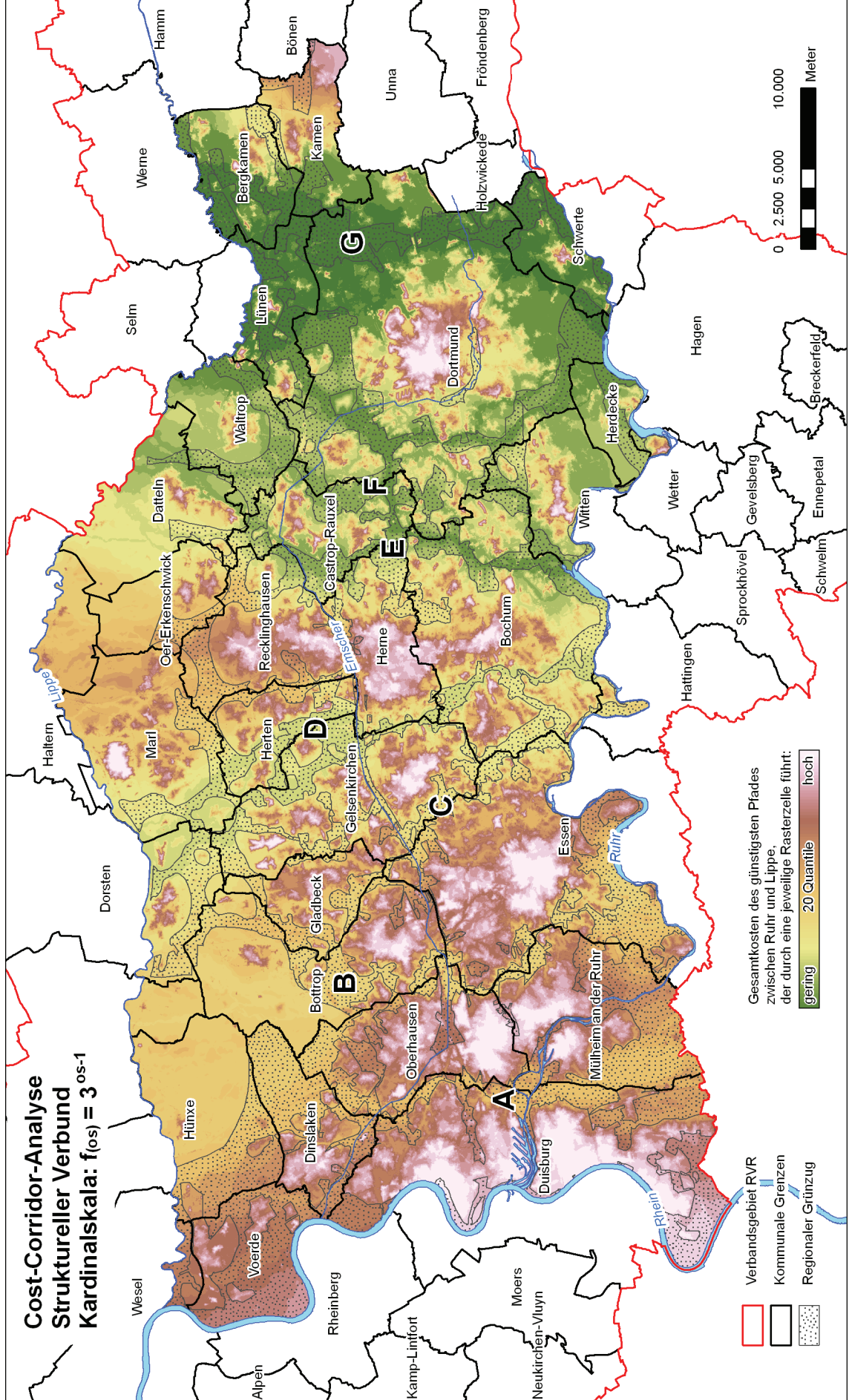
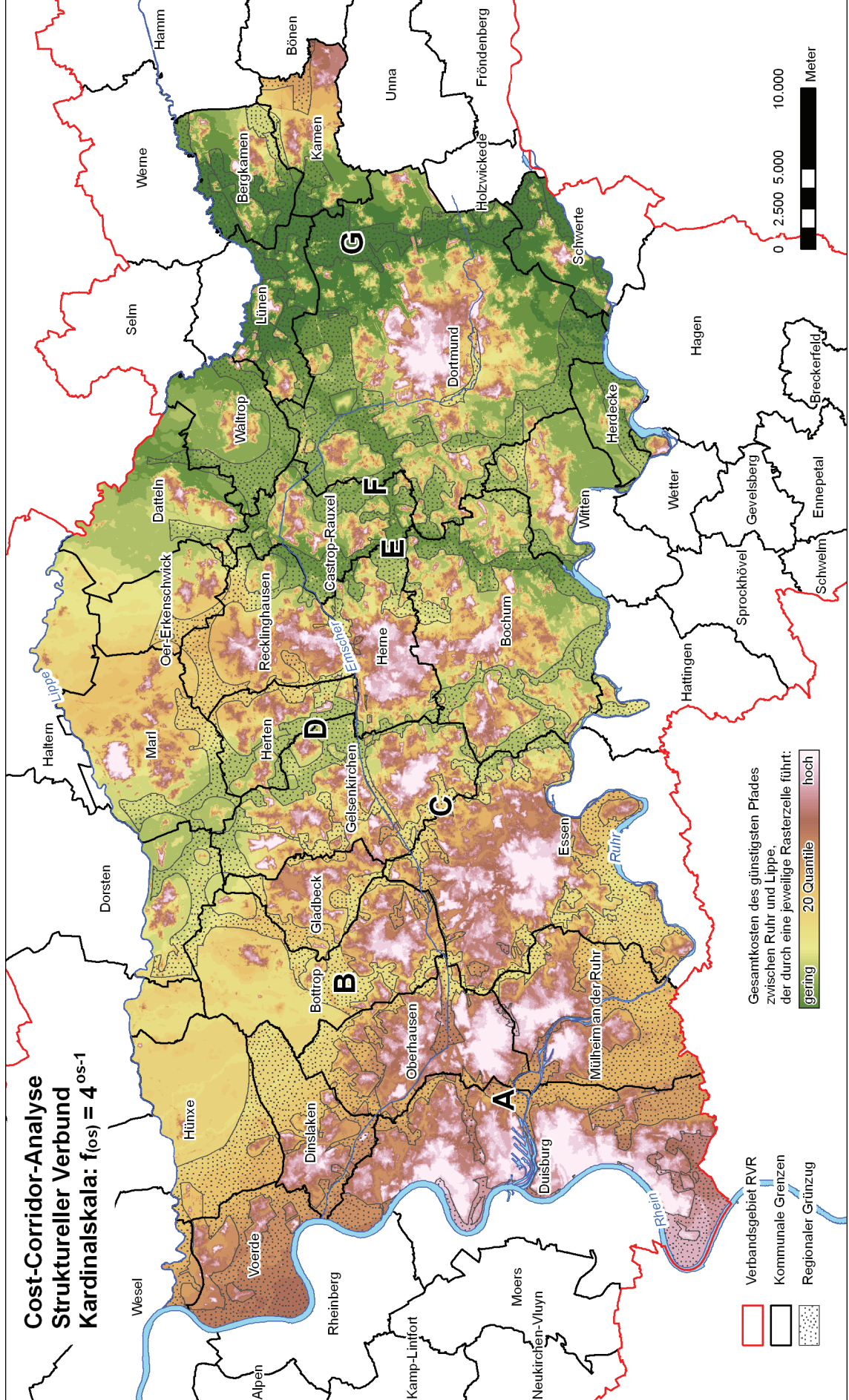


Abb. 42: Analyse des strukturellen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse mit der kardinalen Kostenskala $f_{(0.5)} = 3^{0.5-1}$



5.2.2 Aggregation und Sensitivitätsanalysen

Die Aggregation der Ergebnisse aller im Rahmen der Analyse des strukturellen Verbundes durchgeführten Cost-Corridor-Analysen erzeugt ein das gesamte Spektrum berücksichtigter Kostenskalen reflektierendes Ergebnisraster (vgl. S. 145 Abb. 44). Das Ergebnis der Aggregation berücksichtigt damit die herrschende Unsicherheit in Bezug auf die angemessene kardinale Interpretation der ordinalen Kostenskala für den Anspruchstyp *Segers vulgaris* bzw. den strukturellen Freiraumverbund.

Die Ergebnisse aller aggregierten Cost-Corridor-Analysen haben eine hohe augenscheinliche Entsprechung mit den Regionalen Grünzügen (vgl. die Ausführungen im vorangegangenen Kap. 5.2.1). Es vermag daher nicht zu überraschen, dass dieses ebenso für die Aggregation zutrifft. Die flankierenden Sensitivitätsanalysen beschreiben die in der Aggregation enthaltene Unsicherheit anhand der Abweichungen zwischen den aggregierten Datensätzen (vgl. S. 146ff Abb. 45 bis 47). Sie treffen eine Aussage für jede einzelne Rasterzelle. Die folgende Tabelle 14 fasst die Sensitivitätsanalysen anhand von Kennzahlen zusammen.

Analyse des strukturellen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen			
Kennzahl	Spektrum aller Kardinalskalen	Spektrum der drei schwächer gespreizte Kardinalskalen	Spektrum der drei stärker gespreizten Kardinalskalen
Maximale Abweichung im Untersuchungsgebiet	86 Perzentile	74 Perzentile	40 Perzentile
Maximale Abweichung innerhalb Regionaler Grünzüge*	71 Perzentile	47 Perzentile	34 Perzentile
Maximale Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	59 Perzentile	35 Perzentile	20 Perzentile
Arithmetisches Mittel der Abweichung im Untersuchungsgebiet	29 Perzentile	13 Perzentile	10 Perzentile
Arithmetisches Mittel innerhalb der Regionalen Grünzüge*	28 Perzentile	13 Perzentile	9 Perzentile
Arithmetisches Mittel der Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	18 Perzentile	9 Perzentile	6 Perzentile
<p>* Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf die regionalplanerisch dargestellten Regionalen Grünzüge. ** Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf den Raum der günstigsten 25 Perzentile aus der Aggregation der Ergebnisse aller im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen durchgeführten Cost-Corridor-Analysen.</p>			

Tab. 14: Analyse des strukturellen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen im betrachtetem Spektrum kardinaler Kostenskalen

Grundsätzlich ist festzustellen, dass sich Veränderungen im Spektrum der berücksichtigten Kostenskalen bzw. der bestehenden Unsicherheit in Bezug auf die angemessene kardinale Interpretation der ordinalen Kostenniveaus von *Segers vulgaris* räumlich hochgradig differenziert auf die Analyseergebnisse auswirken: Für manche Rasterzellen ergeben sich sehr starke Abweichungen bis maximal 86 Perzentile, während sich für andere Rasterzellen überhaupt keine Abweichung ergibt. Entscheidend für die Evaluation der Cost-Corridor-Analysen als Modell zur Ableitung von Planungsentscheidungen ist, ob große Abweichungen innerhalb der mit Hilfe der Analysen ermittelten günstigen Korridore liegen oder ob sie vorwiegend Bereiche hoher Kostenwerte betreffen, die ohnehin nicht für eine Darstellung als Regionaler Grünzug in Frage kommen.

Die regionalen Grünzüge enthalten auch Elemente, die der Verknüpfung der Nord-Süd-Grünzüge untereinander bzw. dem Aufbau des „Neuen Emschertals“ dienen. Die Funktion dieser Elemente kann durch die Modellierung des strukturellen Nord-Süd-Verbundes nicht abgebildet werden. Die Ermittlung von Kennzahlen der Sensitivitätsanalyse erfolgt daher nicht nur in Bezug auf den gesamten Untersuchungsraum und in Bezug auf die Fläche der regionalplanerisch bereits gesicherten Grünzüge, sondern auch in Bezug auf die analytisch ermittelte Suchraumkulisse, innerhalb derer Eignungsräume zur Erweiterung der Regionalen Grünzüge ermittelt werden (vgl. Kap. 4.6).

Neben der Frage nach der räumlichen Verteilung von Abweichungen stellt sich weiterhin die Frage, zwischen welchen Teilen des Spektrums der betrachteten Kardinalskalen die größten Abweichungen bestehen. Neben der Abweichung über das gesamte Spektrum betrachteter kardinaler Kostenskalen wird aus diesem Grund auch die Abweichung zwischen den drei geringer gespreizten Kostenskalen ($F_{(os)}=os$, $F_{(os)}=os^2$ und $F_{(os)}=2^{os-1}$) sowie zwischen den drei stärker gespreizten Kostenskalen ($F_{(os)}=os^3$; $F_{(os)}=3^{os-1}$ und $F_{(os)}=4^{os-1}$) betrachtet.

Als Ergebnis ist festzustellen, dass sich sowohl das Ausmaß maximaler Abweichungen als auch das Ausmaß des arithmetischen Mittels der Abweichungen mit der Differenzierung des Betrachtungsraumes vom gesamten Untersuchungsraum über das Gebiet der Regionalen Grünzüge zur auf Basis der durchgeführten Analysen abgegrenzten Suchraumkulisse verringert: Die größten Abweichungen bestehen in Bereichen, die bisher weder als Regionale Grünzüge dargestellt sind noch im Rahmen der durchgeführten Analysen als zum Korridor gehörig ermittelt wurden.

Die separate Betrachtung der Abweichung über die drei geringer gespreizten Kostenskalen ($F_{(os)}=os$, $F_{(os)}=os^2$ und $F_{(os)}=2^{os-1}$) sowie über die drei stärker gespreizten Kostenskalen ($F_{(os)}=os^3$; $F_{(os)}=3^{os-1}$ und $F_{(os)}=4^{os-1}$) zeigt weiterhin, dass

- die größten Abweichungen zwischen diesen beiden Gruppen bestehen und
- die Abweichungen innerhalb der Gruppe der stärker gespreizten Kardinalskalen wesentlich geringer sind als die Abweichungen innerhalb der Gruppe der geringer gespreizten Kardinalskalen.

In der Gruppe der drei stärker gespreizten Kardinalskalen und in Bezug auf die Fläche des Korridors der günstigsten 25 Perzentile der Aggregation aller Analyseergebnisse beträgt das arithmetische Mittel der Abweichung lediglich 6 Perzentile.

5.2.3 Zwischenfazit

Der Verlauf nahezu aller in den Ergebnistrastern dargestellten günstigen Korridore weist eine hohe unmittelbar augenscheinliche Übereinstimmung mit den dargestellten Regionalen Grünzügen auf, insbesondere den Flächen, welche bereits im Gebietesentwicklungsplan von 1966 dargestellt wurden. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen innerhalb der Kulisse

der Regionalen Grünzüge bzw. innerhalb des analytisch abgegrenzten Suchraumes in Abhängigkeit der eingesetzten Kostenskala relativ geringe Abweichungen. Die etwas größeren Abweichungen innerhalb der Kulisse der Regionalen Grünzüge sind auch dadurch zu erklären, dass das System Regionaler Grünzüge auch Flächen zur Ost-West-Vernetzung enthält, deren Funktion bei dem hier gewählten Modellierungsansatz unberücksichtigt bleibt.

Eine stärkere Spreizung der Kostenskala hat zur Folge, dass die günstigen Korridore den Regionalen Grünzügen in stärkerem Maße entsprechen und dass sie durch deutlichere Kostenanstiege von den nicht zum Korridor gehörenden Bereichen abgegrenzt sind. Nur im nördlichen Bereich des Korridors E ergaben sich aus den unterschiedlichen Kostenskalen erhebliche Unterschiede in den Ergebnisrastern.

Entlang der Rheins – d.h. im Bereich des im Entwurf des Landschaftsprogramms dargestellten landesweiten Verbundkorridors – liegt in keiner der durchgeführten Analysen ein günstiger Korridor. Das bedeutet: Im rechtsrheinischen Bereich dieses landesweiten Verbundkorridores besteht nur ein sehr geringes Maß an struktureller Konnektivität.

Soweit regionalplanerische Festsetzungen im Rahmen eines künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr mit Hilfe der Analyseergebnisse begründet werden sollen, steht eine differenzierte Aussage in Bezug auf die den Analyseergebnissen innewohnende Unsicherheit zur Verfügung. Der räumliche Differenzierungsgrad dieser Aussage ist wesentlich höher (30x30 Meter Rasterzellengröße) als es für den Darstellungsmaßstab der Regionalplanung erforderlich wäre.

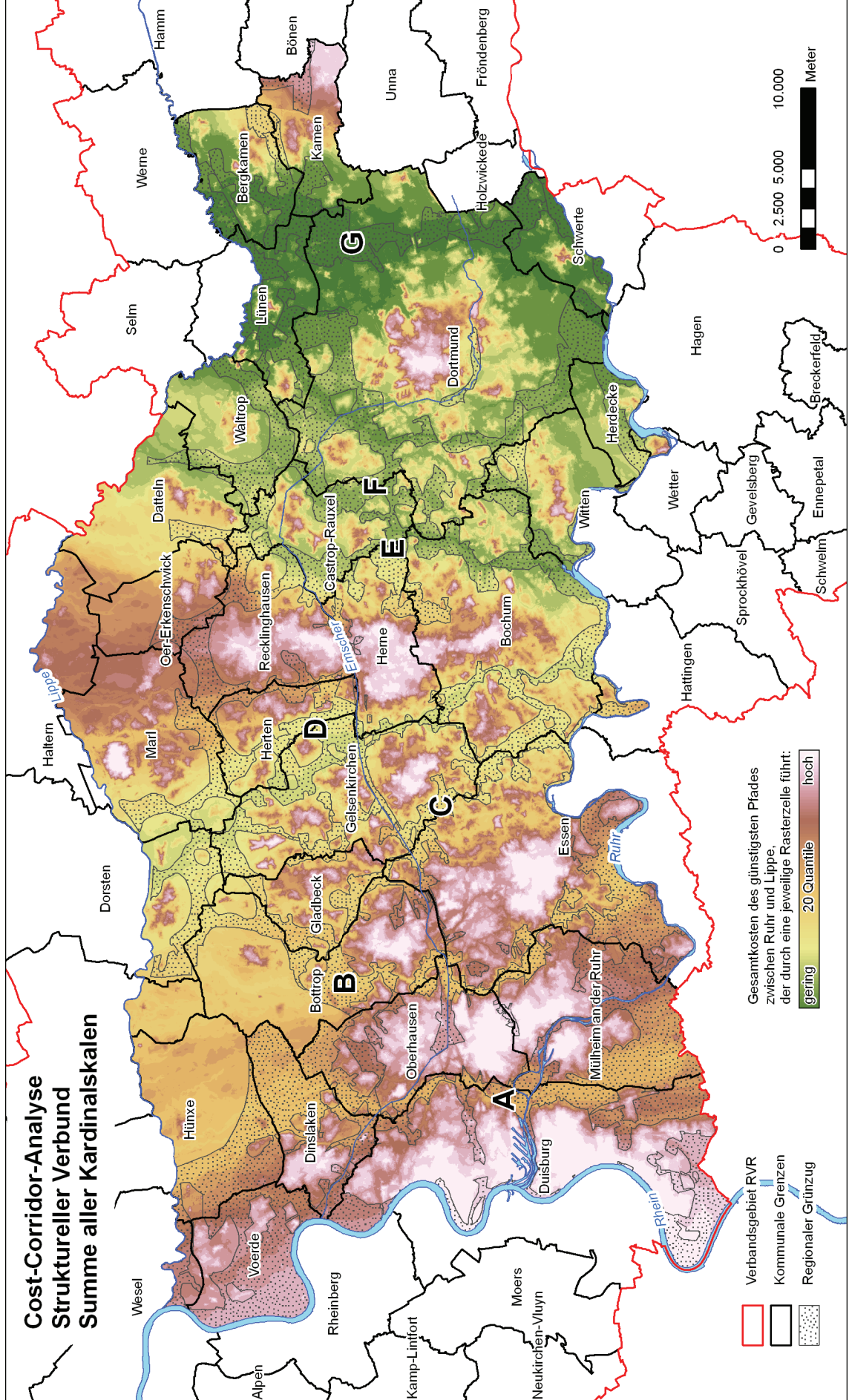


Abb. 44: Analyse des strukturellen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen

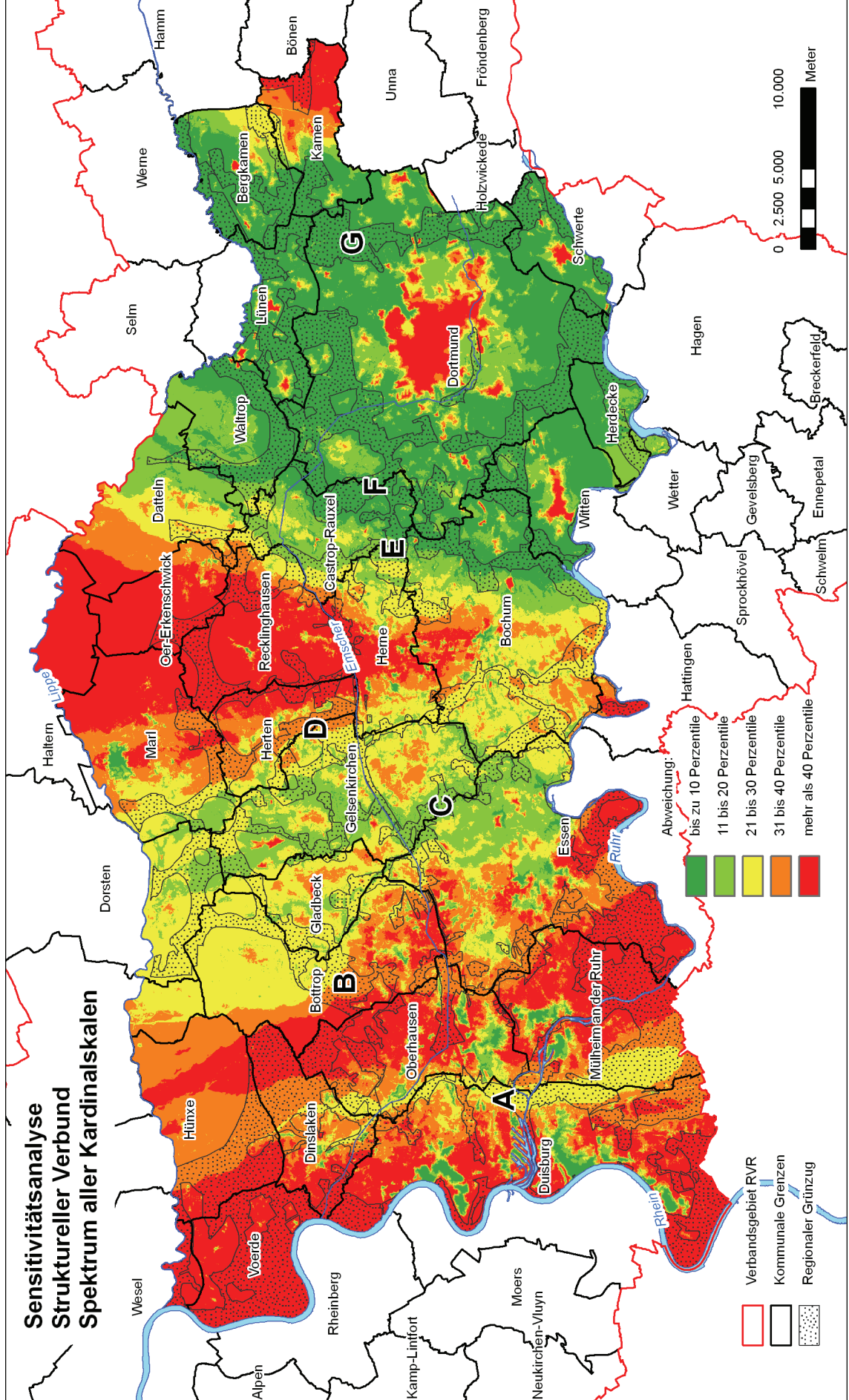


Abb. 45: Analyse des strukturellen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen

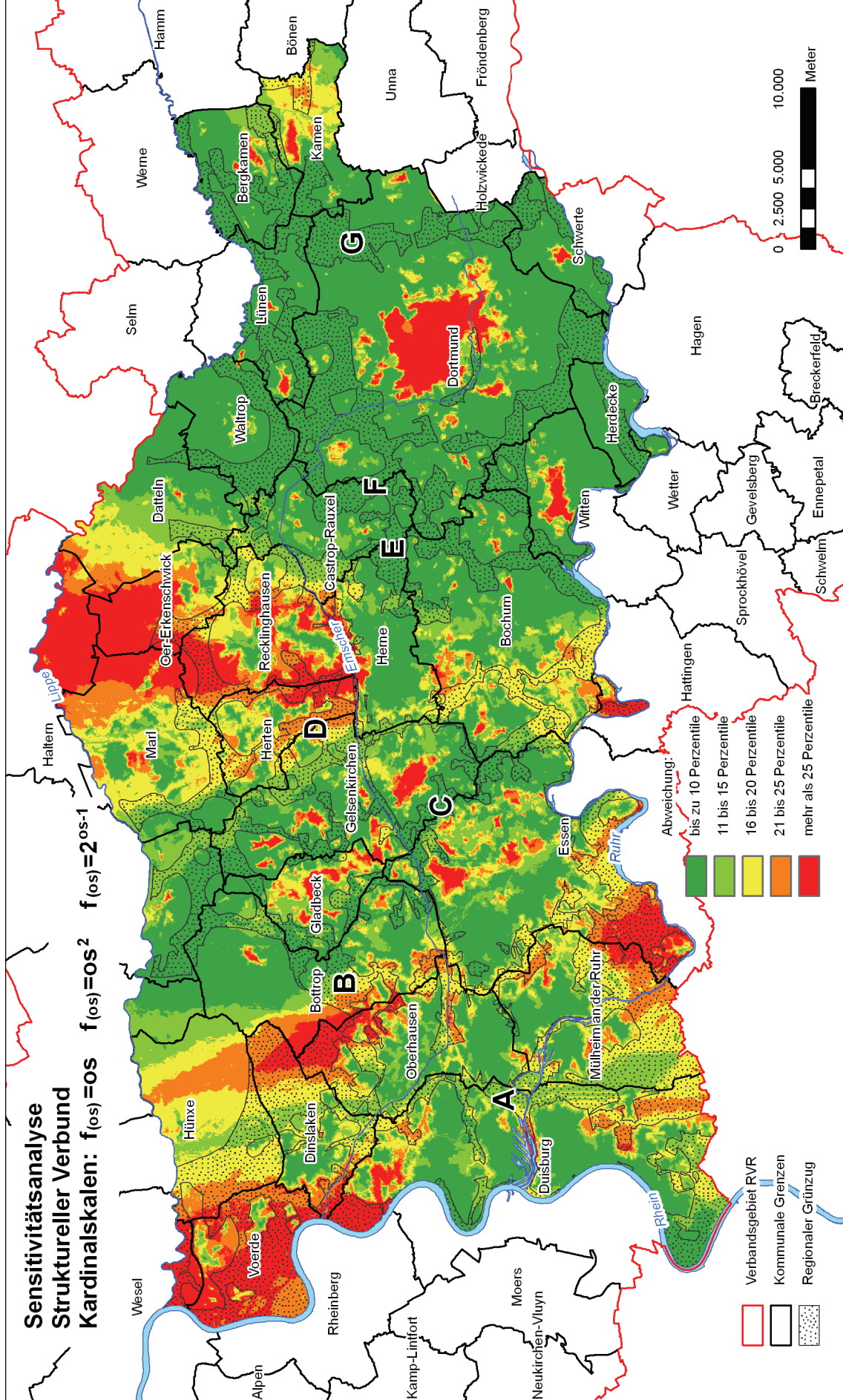


Abb. 46: Analyse des strukturellen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen der drei schwächer gespreizten Kardinalskalen

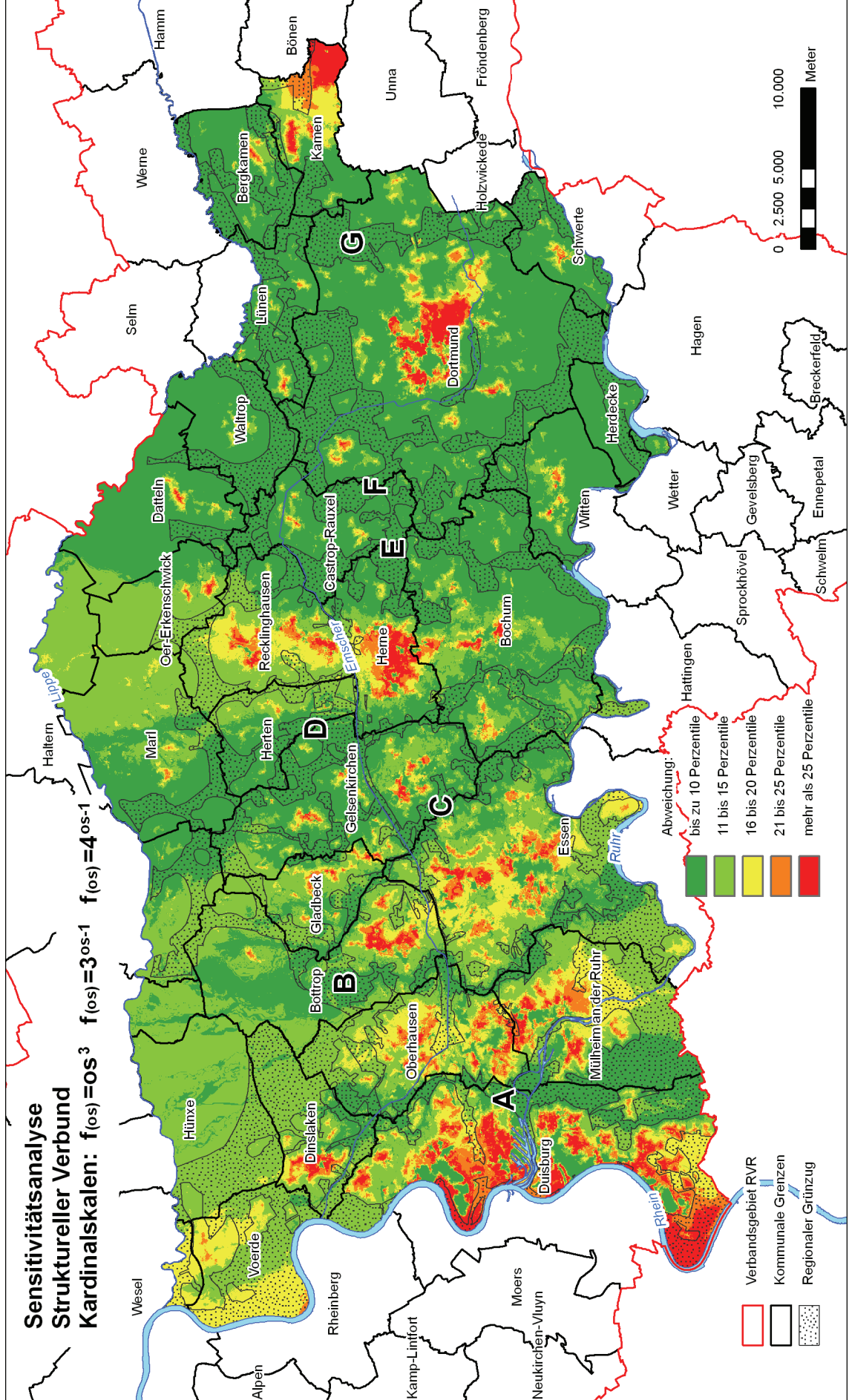


Abb. 47: Analyse des strukturellen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen der drei stärker gespreizten Kardinalskalen

5.3 Funktionaler Verbund

Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für die 15 betrachteten ökologischen Anspruchstypen stellen funktionale Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue dar und beantworten hierdurch die planerische Forschungsfrage P2a. Die planerische Forschungsfrage P2b wird durch die kartographische Überlagerung der analytisch ermittelten Biotopverbundkorridore mit dem regionalplanerisch dargestellten System der Regionalen Grünzüge beantwortet.

P2a Wo sind funktionale Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?

P2b In welchem Maß entspricht die regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbaren funktionalen Biotopverbundkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

Die für die verschiedenen Cost-Corridor-Analysen des funktionalen Verbundes verwendeten Kostenoberflächen unterscheiden sich in Abhängigkeit des jeweiligen ökologischen Anspruchstyps. Diese Unterschiede betreffen nicht nur die kardinalen Abstände zwischen ordinalen Kostenniveaus, sondern auch die ordinale Bewertung von Flächennutzungstypen. Durch Vergleich der Ergebnisse für die unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen lässt sich die methodische Forschungsfrage M2 beantworten.

M2 Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen durch die Auswahl von Zielarten bzw. Anspruchstypen beeinflusst?

5.3.1 Cost-Corridor-Analysen

Der funktionale Verbund zwischen Ruhrtal und Lippeaue wurde im Rahmen von Cost-Corridor-Analysen modelliert. Die Kostenoberflächen (5x5 Meter) dieser Analysen wurden durch die Bewertung der für die Modellierung modifizierten Realnutzungskartierung des RVR generiert, welche auf der Auswertung von Luftbildern aus den Jahren 2005 und 2006 basiert.

Zur Bewertung der Flächennutzungskategorien wurden insgesamt 15 ökologische Anspruchstypen anhand einer Verflechtungsmatrix von 5 Organismtypen und 3 Habitatanspruchstypen generiert (vgl. Kap. 4.3.3). Die durch die jeweilige Kombination von Organismtyp und Habitatanspruchstyp definierten Annahmen bestimmen die Bewertung von Flächennutzungen sowohl in Bezug auf die ordinalen Kostenniveaus als auch in Bezug auf die kardinalen Kostenwerte:

Aus den ökologischen Anspruchstypen wurden zunächst ordinale Bewertungen der Flächennutzungskategorien abgeleitet (vgl. S. 269ff Tab. 21). Die kardinale Interpretation dieser ordinalen Kostenniveaus orientiert sich an dem jeweiligen Organismtyp. Bei der Festlegung der kardinalen Kostenwerte diente der von Driezen et al. (2007) validierte Kostenset für den Igel als Referenz. Aus der vorangegangenen Sensitivitätsanalyse (vgl. Kap. 5.2.2) ist bekannt, dass die Ergebnistraster von Cost-Corridor-Analysen in einem Bereich um das Maß der kardinalen Spreizung dieses Referenzkostensets nur wenig sensitiv auf Änderungen bzw. mögliche Fehleinschätzungen reagieren (vgl. S. 148 Abb. 47).

Um eine Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse über das Spektrum der verwendeten kardinalen Kostenskalen hinweg zu gewährleisten, werden diese anhand von Perzentilen klassifiziert. Bei der Klassifikation von Perzentilen mittels ArcGIS 9.2 ergeben sich

bestimmte Unschärfen (vgl. Kap. 4.4.2), die durch eine Reklassifikation der Perzentile anhand von 20 Quantilen minimiert wurden. Das Ergebnis dieser Reklassifikation wird einer kartografischen Gebirgsdarstellung entsprechend farbplastisch dargestellt: Zonen geringer Kosten befinden sich in den „grünen Tälern“ der farbplastischen Gebirgsdarstellung. Mit zunehmender „Höhenstufe“ werden zunehmende Kosten des günstigsten Pfades durch eine Zelle ausgedrückt. Die „schneebedeckten Gipfel“ der farbplastischen Gebirgsdarstellung markieren die Zonen maximaler Pfadkosten.

5.3.1.1 Kennzahlen

Die folgende Tabelle 15 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller ökologischen Anspruchstypen anhand von Kennzahlen.

Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Cost-Corridor-Analysen im betrachteten Spektrum ökologischer Anspruchstypen			
Organismentyp	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex
Amphibie	Min.: 154.395 Max.: 439.528 Mittel: 210.455	Min.: 219.974 Max.: 605.113 Mittel: 284.212	Min.: 187.785 Max.: 509.664 Mittel: 273.004
Kleinsäuger A	Min.: 87.879 Max.: 275.177 Mittel: 126.544	Min.: 146.608 Max.: 427.615 Mittel: 189.280	Min.: 123.256 Max.: 330.328 Mittel: 189.225
Kleinsäuger B	Min.: 86.775 Max.: : 267.572 Mittel: 124.630	Min.: 150.323 Max.: 343.036 Mittel: 187.864	Min.: 123.439 Max.: 321.378 Mittel: 185.676
Schmetterling	Min.: 74.966 Max.: 174.487 Mittel: 103.722	Min.: 126.978 Max.: 308.166 Mittel: 160.928	Min.: 108.465 Max.: 257.556 Mittel: 160.825
Vogel	Min.: 69.443 Max.: 159.932 Mittel: 94.866	Min.: 116.621 Max.: 295.819 Mittel: 151.134	Min.: 102.007 Max.: 248.094 Mittel: 150.933
Min.: Minimale günstigste Pfadkosten (Kosten des Least-Cost-Path) innerhalb des Ergebnisrasters Max.: Maximale günstigste Pfadkosten innerhalb des Ergebnisrasters Mittel: Arithmetisches Mitte aller günstigsten Pfadkosten im Ergebnisraster			

Tab. 15: Analyse des Funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Cost-Corridor-Analysen im betrachteten Spektrum ökologischer Anspruchstypen

Die Organismtypen zeichnen sich durch unterschiedliche Matrixsensitivität aus:

- Der Organismtyp „Amphibie“ ist äußerst matrixsensitiv, d. h. die kardinalen Kostenwerte der Matrixwiderstände repräsentierenden ordinalen Niveaus 4 und 5 sind hier am höchsten.
- Der Organismtyp „Kleinsäuger“ ist ebenfalls grundsätzlich matrixabhängig. Er kann Barrieren wie Straßen jedoch wesentlich leichter überwinden als der Organismtyp „Amphibie“.

- Der Organismtyp „Schmetterling“ ist flugfähig. Aufgrund seiner schlechten Ausweichfähigkeiten gegenüber Kraftfahrzeugen ist er jedoch nicht gänzlich matrixunabhängig.
- Für den Organismtyp „Vogel“ werden grundsätzlich keine Matrixwiderstände angenommen.

Die Ergebnisraster der Cost-Corridor-Analysen zeigen bei geringerer Matrixsensitivität eines Organismtyps geringere Pfadkosten. Für alle Organismtypen ergeben sich die geringsten Pfadkosten für den ubiquitären Habitatanspruchstyp „Wald- & Offenlandkomplex“. Wird einem Organismtyp der Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ zugeordnet, so sind die Pfadkosten-Kennwerte stets höher als bei Zuordnung des Habitatanspruchstyps „Offenlandkomplex“. Dieser Unterschied ist durch den geringeren Anteil von Flächen mit Habitatqualität für den Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ zu erklären (vgl. S. 125f Tab. 11 & 12).

Bei der Betrachtung der Ergebnisraster ist augenscheinlich, dass eine größere Matrixsensitivität zur stärkeren Differenzierung günstigster Wege führt. Die Bedeutung des kürzesten metrischen Weges nimmt im Verhältnis zur Bedeutung der zu überwindenden Matrixstrukturen ab, je sensitiver ein Organismtyp auf Matrixwiderstände reagiert. Je höher die den ordinalen Niveaus 4 und 5 zugeordneten Kostenwerte sind, desto eher nehmen günstigste Pfade metrische Umwege um Zonen mit hohen Matrixwiderständen herum.

Da es das Ziel der Analyse ist, universelle funktionale Biotopverbundkorridore zu ermitteln, wird auf eine separate Diskussion der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für die 15 Anspruchstypen verzichtet. Die Ergebnisraster sind im Anhang dargestellt. (vgl. S. 258ff Abb. 86 bis 100). Die Ergebnisse werden im Folgenden anhand ihrer Aggregation nach Organismtypen sowie nach Habitatanspruchstypen diskutiert.

5.3.2 Aggregation

Neben der Aggregation der Ergebnisraster aller Anspruchstypen (vgl. S. 160 Abb. 48) wurden die Ergebnisraster der Cost-Corridor-Analysen des funktionalen Verbundes sowohl nach Organismtypen als auch nach Habitatanspruchstypen aggregiert. Die Aggregation der Ergebnisraster aller Anspruchstypen bzw. aller Anspruchstypen eines Organismtyps bzw. eines Habitatanspruchstyps erzeugt ein das jeweils berücksichtigte Spektrum reflektierendes Ergebnisraster (vgl. S. 162ff Abb. 50; 52; 54; 56; 58; 60; 62 & 64).

5.3.2.1 Alle Anspruchstypen

Durch die Aggregation der Ergebnisraster aller ökologischen Anspruchstypen werden günstige Korridore ermittelt, die alle Anspruchstypen gleichermaßen berücksichtigen (vgl. S. 160 Abb. 48). Das Ergebnisraster lässt verschiedene günstige Korridore erkennen, die sich grundsätzlich dem Verlauf der Regionalen Grünzüge zuordnen lassen.

Bei allen günstigen Korridoren zeigen sich erhebliche Abweichungen von der Kulisse der regionalplanerisch dargestellten Grünzüge. Statt den Regionalen Grünzügen zu folgen, führen die Korridore des funktionalen Biotopverbundes an vielen Stellen durch bebauten Gebiet. Die Entsprechung zwischen günstigsten Korridoren und Regionalen Grünzügen ist damit weitaus geringer, als es bei den Ergebnissen der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes der Fall ist. Ursächlich dafür sind Unterschiede in der Modellierung:

- Die Analysen des strukturellen und des funktionalen Verbundes basieren auf unterschiedlichen Datengrundlagen. Eine in Abhängigkeit von der verwendeten Datengrundlage unterschiedliche Klassifikation von einzelnen Flächen kann zu unterschiedlichen Ergebnissen führen.

- Die Analysen des strukturellen und des funktionalen Verbundes verwenden unterschiedliche Kostensets zur Bewertung der Flächennutzungskategorien. Durch eine unterschiedliche Bewertung der Kosten von Flächennutzungskategorien entstehen unterschiedliche Ergebnisse.

Die als Datengrundlage zur Analyse des funktionalen Verbundes verwendete Luftbildkartierung berücksichtigt insb. innerhalb von bebauten Gebieten kleinere Habitatflächen als die im Rahmen der Analysen des strukturellen Verbundes verwendete Satellitenbildklassifikation. Es ist davon auszugehen, dass der Matrixwiderstand von bebauten Gebieten hierdurch grundsätzlich sinkt.

Die Regionalen Grünzüge haben einen hohen Ackeranteil (vgl. S. 125f Tab. 11 & 12). Ackerflächen erfüllen die Anforderungen eines strukturellen Freiraumverbundes, haben jedoch kaum Habitatqualitäten und damit deutlich weniger Bedeutung für einen funktionalen Verbund (vgl. Kaule 1991: 174f sowie Lehnert 2006). Für die durch die Organismen typen „Amphibie“ und „Kleinsäuger A“ repräsentierten Arten stellen Ackerflächen sogar Matrixwiderstände dar.

Bebaute Gebiete erfüllen die Anforderungen eines strukturellen Freiraumverbundes grundsätzlich nicht, können jedoch in Abhängigkeit von ihrem Versiegelungsgrad durchaus Habitatqualitäten besitzen (vgl. Klausnitzer 1993: 32f sowie Erz & Klausnitzer 1998: 286f).

Wird bspw. eine ehemalige Ackerfläche in ein aufgelockertes Einfamilienhausgebiet (Versiegelungsgrad bis 40%) umgewandelt, so verschlechtert sich ihre Bewertung auf der Kostenoberfläche der Analyse des strukturellen Verbundes von Niveau 2 auf Niveau 3 (vgl. Tab 21). Die Bewertung der gleichen Fläche auf der Kostenoberfläche der Analyse des funktionalen Verbundes verbessert sich jedoch von Niveau 3 (Kleinsäuger B, Schmetterling, Vogel) bzw. von Niveau 4 (Amphibie, Kleinsäuger A) auf Niveau 2 (vgl. S. 269ff Tab. 21).

Die Habitatanspruchstypen „Waldkomplex“ und „Offenlandkomplex“ unterscheiden sich dadurch, dass die uneingeschränkten Habitatflächen (Niveau 1) des einen keine Habitatqualität für den jeweils anderen aufweisen (Niveau 3). Hierdurch wird zusätzlich zu den Ackerflächen ein weiterer erheblicher Teil der Regionalen Grünzüge mit Niveau 3 (Keine Habitatfunktion) bewertet. Waldflächen und Grünlandflächen werden hingegen auf allen Kostenoberflächen des strukturellen Verbundes mit den Niveaus 1 bzw. 2 bewertet.

5.3.2.2 Organismen typen

Alle Ergebnisraster der Aggregation nach Organismen typen lassen verschiedene günstige Korridore erkennen, die sich grundsätzlich dem Verlauf der Regionalen Grünzüge zuordnen lassen (vgl. S 162ff Abb. 50; 52; 54; 56 & 58). Im Gegensatz zu den Aggregationen nach Habitatanspruchstypen (vgl. das folgende Kap. 5.3.2.3) zeigen die günstigen Korridore aller Aggregationen nach Organismen typen einen sehr ähnlichen Verlauf. Die Unterschiede zwischen Organismen typen wirken sich weniger stark auf den Verlauf der günstigen Korridore aus als die Unterschiede zwischen den Habitatanspruchstypen.

Die Ergebnisraster aller Aggregationen nach Organismen typen weisen einen keilförmigen Bereich hoher Pfadkosten in der oberen Mitte des Untersuchungsraumes aus, der sich bei den Analysen des strukturellen Verbundes in ähnlicher Form gezeigt hat.

Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Organismen typ „Amphibie“ wird in Abbildung 50 dargestellt. Auffälligstes Merkmal ist die im Vergleich mit den Ergebnissen aller anderen Cost-Corridor-Analysen besonders niedrige „Höhenstufe“ des günstigsten Korridors im Bereich des Regionalen Grünzuges A. Der Organismen typ „Amphibie“ ist matrixsensitiver als alle anderen betrachteten

Organismtypen (vgl. S. 115 Tab. 10 & S. 269ff Tab. 21). Hierdurch ist zu erklären, dass trotz der zu überwindenden metrischen Distanz im Bereich des Regionalen Grünzuges A ein günstiger Korridor auf relativ niedriger „Höhenstufe“ besteht. Da sich bei der Analyse des strukturellen Verbundes mit ähnlich gespreizter Kardinalskala kein entsprechender Effekt zeigt (vgl. S. 162 Abb. 50 & S. 141 Abb. 43), kann ausgeschlossen werden, dass die kardinale Spreizung der Kostenskala alleine für die niedrige „Höhenstufe“ dieses Korridors verantwortlich ist. Stattdessen ist davon auszugehen, dass die günstige Bewertung im Bereich des Regionalen Grünzuges A auch durch Besonderheiten des Organismtyps „Amphibie“ in Bezug auf die ordinale Bewertung von Flächennutzungskategorien begründet ist. Die Kostenoberflächen des Organismtyps „Amphibie“ unterscheiden sich insb. durch die folgenden ordinalen Bewertungen von den Kostenoberflächen der anderen Organismtypen:

- Stillgewässer und nicht ausgebaute Fließgewässer haben uneingeschränkte Habitatfunktion (Niveau 1).
- Bebaute Flächen bis zu einem Versiegelungsgrad von 40% haben eine eingeschränkte Habitatfunktion (Niveau 2).
- Ackerflächen stellen einen Matrixwiderstand dar (Niveau 4).
- Bebaute Flächen mit einem Versiegelungsgrad von über 40% sowie sämtliche Verkehrsflächen außer Autobahnen stellen einen Matrixwiderstand dar (Niveau 4).
- Autobahnen stellen höchste Matrixwiderstände dar (Niveau 5). Autobahnbrücken können nicht genutzt werden bzw. führen nicht zur Unterbrechung der Integrität der Barrierestruktur.

Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Organismtyp „Kleinsäuger A“ wird in Abbildung 52 dargestellt. Auf den Kostenoberflächen der Organismtypen „Amphibie“ und „Kleinsäuger A“ stellen Ackerflächen Matrixwiderstände dar (Niveau 4), während sie für alle anderen Organismtypen zwar keine Habitatfunktion haben, jedoch auch keine Matrixwiderstände darstellen (Niveau 3). In den Kostensets der Organismtypen „Amphibie“ und „Kleinsäuger A“ besteht zwischen den Niveaus 3 und 4 der jeweils größte kardinale Abstand des Kostensets. Die aggregierten Ergebnisse beider Organismtypen zeigen, dass der Matrixwiderstand von Ackerflächen insbesondere bei Organismtypen mit hoher Matrixsensitivität dazu führt, dass ackerbaulich genutzte Bereiche Barrieren für den funktionalen Verbund darstellen. Größere ackerbaulich genutzte Bereiche sind als Bereiche mit sprunghaft ansteigenden günstigsten Pfadkosten deutlich erkennbar (vgl. S. 162 Abb. 50 & S. 164 Abb. 52).

Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Organismtyp „Kleinsäuger B“ wird in Abbildung 54 dargestellt. Ein Unterschied zum Organismtyp „Kleinsäuger A“ besteht darin, dass Ackerflächen keine Matrixwiderstände darstellen (Niveau 3 statt 4), während dieses für bebaute Flächen mit einem Versiegelungsgrad zwischen 40 und 80% der Fall ist (Niveau 4 statt 3). Im Ergebnisraster erscheinen Ackerflächen innerhalb der Korridore weniger deutlich als Zonen ansteigender Pfadkosten. Der grundsätzliche Verlauf günstiger Korridore wird durch diese Unterschiede jedoch nicht wesentlich geändert. Sobald die Annahme getroffen wird, dass Ackerflächen keine Habitatfunktion haben, sind größere ackerbaulich genutzte Bereiche der dargestellten Regionalen Grünzüge nicht mehr Teil günstiger Korridore – die Annahme, dass Ackerflächen Matrixwiderstände darstellen, verstärkt diesen Effekt.

Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Organismtyp „Schmetterling“ wird in Abbildung 56 dargestellt. Der Organismtyp Schmetterling ist grundsätzlich flugfähig. Matrixwiderstände (Niveau 4) werden

ausschließlich Autobahnen, Hauptstraßen und Landebahnen zugewiesen. Barrieren (Niveau 5) existieren nicht. Aufgrund der geringen Spreizung der Kostenskala haben die wenigen verbleibenden Matrixwiderstände keinen massiven Einfluss auf den Verlauf von günstigen Korridoren (Niveau 4 entspricht einem Kostenwert von 50).

Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Organismtyp „Vogel“ wird in Abbildung 58 dargestellt. Aufgrund seiner guten Flugfähigkeit existieren für diesen Organismtyp keine Matrixwiderstände. Die Kostenoberfläche enthält keine Matrixwiderstände.

Die aggregierten Ergebnisraaster beider flugfähigen Organismtypen weisen eine große Ähnlichkeit auf. Ihre günstigen Korridore weichen kleinen Flächen mit höheren Kosten in weit geringerem Maße aus als dieses bei den nicht flugfähigen Organismtypen der Fall ist. Der Verlauf und die Pfadkosten der günstigen Korridore der Organismtypen „Schmetterling“ und „Vogel“ werden stark von der kürzesten metrischen Distanz beeinflusst (vgl. S. 97 Abb. 28).

5.3.2.3 Habitatanspruchstypen

Die mit den Habitatanspruchstypen getroffenen Annahmen unterscheiden sich in einer unterschiedlichen ordinalen Bewertung der Oberkategorien „Grünlandflächen“ und „Waldflächen“ sowie der Unterkategorien „Spiel- und Sportanlagen“ und „Kleingärten“. Die Bewertung dieser Flächen wird ausschließlich durch den Habitatanspruchstyp - d. h. vom Organismtyp unabhängig - bestimmt:

- Auf den Kostenoberflächen des Habitatanspruchstyps „Wald- & Offenlandkomplex“ haben die Flächen beider Oberkategorien uneingeschränkte Habitatfunktion (Niveau 1). Die Unterkategorien „Spiel- und Sportanlagen“ und „Kleingärten“ haben eingeschränkte Habitateignung (Niveau 2). Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Wald & Offenlandkomplex“ wird in Abbildung 60 dargestellt.
- Auf Kostenoberflächen des Habitatanspruchstyps „Waldkomplex“ haben Waldflächen uneingeschränkte Habitatfunktion (Niveau 1). Grünlandflächen haben jedoch keine Habitatfunktion (Niveau 3). Die Unterkategorien „Spiel- und Sportanlagen“ und „Kleingärten“ haben keine Habitateignung (Niveau 3). Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ wird in Abbildung 62 dargestellt.
- Auf Kostenoberflächen des Habitatanspruchstyps „Offenlandkomplex“ haben Grünlandflächen uneingeschränkte Habitatfunktion (Niveau 1). Waldflächen haben jedoch keine Habitatfunktion (Niveau 3). Die Unterkategorien „Spiel- und Sportanlagen“ und „Kleingärten“ haben eingeschränkte Habitateignung (Niveau 2). Die Aggregation der Cost-Corridor-Analysen für alle Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“ wird in Abbildung 64 dargestellt.

Im Gegensatz zu den Aggregationen nach Organismtypen (vgl. Kap. 5.3.2.2) zeigen die günstigen Korridore aller Aggregationen nach Habitatanspruchstypen erhebliche Unterschiede in ihrem Verlauf:

Das Ergebnisraaster der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ zeigt im Bereich der Regionalen Grünzüge A, B, und C günstige Korridore, welche die Flächen der ausgewiesenen Korridore beinhalten. Das bebaute Umfeld der Regionalen Grünzüge weist jedoch sehr ähnliche Pfadkosten auf. Der Übergang von den durch einen hohen Freiraumanteil geprägten Regionalen Grünzügen in die umliegenden durch Bebauung geprägten Gebiete ist anhand der Pfadkosten nicht ablesbar.

Eine scharfe Abgrenzung der Korridore in diesem Bereich – wie sie die Analyseergebnisse des strukturellen Verbundes zeigen – existiert nicht.

Das Ergebnisraster der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ zeigt im Bereich der Regionalen Grünzüge A, B, und C günstige Korridore auf einer einheitlich niedrigen „Höhenstufe“. Der Verlauf der Korridore zeigt zahlreiche erhebliche Abweichungen vom Verlauf der dargestellten Regionalen Grünzüge. Die Korridore laufen in einem walddreichen Gebiet im Bereich der Stadtgrenze von Dinslaken und Bottrop zusammen und erreichen die Lippeaue auf dem Stadtgebiet von Hünxe gemeinsam.

Das Ergebnisraster der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“ zeigt im Bereich der Regionalen Grünzüge A, B, und C günstige Korridore auf unterschiedlichen Höhenstufen. Der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges C liegt auf einer relativ niedrigen Höhenstufe, während im Bereich des Regionalen Grünzuges A bereits höhere Pfadkosten bestehen und der Korridor im Bereich des Regionalen Grünzuges B die zweithöchsten Pfadkosten aller im Ergebnisraster sichtbaren Korridore aufweist. Der Verlauf der Korridore zeigt zahlreiche erhebliche Abweichungen vom Verlauf der dargestellten Regionalen Grünzüge. Das Waldgebiet auf der Stadtgrenze von Dinslaken und Bottrop – der Bereich, in dem die günstigen Waldkorridore A, B und C zusammenlaufen – ist hier ein Bereich besonders hoher Pfadkosten.

In den Ergebnisrastern aller Aggregationen nach Habitatanspruchstypen liegt im Bereich des Grünzuges D der Korridor mit den höchsten Pfadkosten. Der Verlauf dieses Korridors zeigt zahlreiche erhebliche Abweichungen vom Verlauf des dargestellten Regionalen Grünzuges.

Das Ergebnisraster der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ zeigt im Bereich der Regionalen Grünzüge E und F ein verbundenes System günstiger Korridore, dessen Verlauf zahlreiche erhebliche Abweichungen vom Verlauf der dargestellten Regionalen Grünzüge aufweist. Dabei fällt auf, dass der nördliche Teil des Regionalen Grünzuges E regelmäßig außerhalb günstiger Korridore liegt.

Die „Höhenstufe“ bzw. die Pfadkosten günstiger Korridore sind in diesem Bereich im Ergebnisraster der Aggregation nach dem Habitatanspruchstyp „Wald- & Offenlandkomplex“ am höchsten und im Ergebnisraster der Aggregation nach dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ am niedrigsten.

Im Bereich des Regionalen Grünzuges D zeigt sich in den Ergebnisrastern aller Aggregationen nach Habitatanspruchstypen der Korridor mit den niedrigsten Pfadkosten des jeweiligen Ergebnisrasters. Auch in diesem Bereich zeigt der Korridorverlauf erhebliche Abweichungen von den dargestellten Regionalen Grünzügen: Während Teile des Grünzuges G relativ hohe Pfadkosten aufweisen, führen die günstigen Korridore durch dicht bebaute Bereiche der Stadt Dortmund. Ein Teil des günstigsten Korridors der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen mit dem Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“ führt sogar durch den östlichen Teil der Dortmunder Innenstadt.

5.3.3 Sensitivitätsanalysen

Durch Sensitivitätsanalysen wird die Abweichung zwischen den jeweils aggregierten Ergebnisrastern ermittelt (vgl. S. 163ff Abb. 51; 53; 55; 57; 59; 61; 63 & 65 sowie S 157f Tab. 16 & 17). Auf diese Weise können die Auswirkungen der Unterschiede zwischen den Annahmen, die den Organismontypen bzw. den Habitatanspruchstypen zu Grunde liegen, aufgezeigt werden.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen belegen, dass sich die Unterschiede in den Annahmen, welche den ökologischen Anspruchstypen zu Grunde liegenden, räumlich hochgradig differenziert auf die Analyseergebnisse auswirken. Für manche Rasterzellen ergeben sich zwischen den unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen sehr starke Abweichungen (bis maximal 94 Perzentile), während sich für andere Rasterzellen überhaupt keine Abweichung ergibt (vgl. S. 157f Tab. 16 & 17).

Für die Beurteilung der Nützlichkeit von Cost-Corridor-Analysen als Modell zur Ableitung von Planungsentscheidungen ist entscheidend, ob große Abweichungen innerhalb der ermittelten günstigsten Korridore liegen oder ob sie vorwiegend Bereiche hoher Kostenwerte betreffen, die ohnehin nicht für eine Darstellung als Regionaler Grünzug in Frage kommen. Die Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen werden daher nicht nur in Bezug auf den gesamten Untersuchungsraum sowie in Bezug auf die Fläche der regionalplanerisch bereits gesicherten Grünzüge ermittelt, sondern auch in Bezug auf den analytisch abgegrenzten Suchraum (vgl. Kap. 4.6.2).

Die Sensitivitätsanalyse über alle Anspruchstypen zeigt innerhalb der bestehenden Grünzüge sowie innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse geringere maximale Abweichungen (89 Perzentile) als im gesamten Untersuchungsgebiet (94 Perzentile). Das arithmetische Mittel der Abweichung ist innerhalb des gesamten Untersuchungsraumes genau so groß wie innerhalb der Kulisse dargestellter Regionaler Grünzüge (37 Perzentile). Innerhalb des analytisch abgegrenzten Suchraumes ist das arithmetische Mittel der Abweichung hingegen kleiner (31 Perzentile).

Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse über die verschiedenen Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes (vgl. Kap. 5.2.2) zeigt:

- Sämtliche Kennzahlen der Sensitivitätsanalyse des strukturellen Verbundes sind niedriger als die vergleichbaren Werte der Sensitivitätsanalyse über die ökologischen Anspruchstypen. Die größten Differenzen zwischen den Kennzahlen bestehen zwischen den Werten für die jeweiligen analytisch ermittelten Suchraumkulisse.
- Innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse beträgt die maximale Abweichung zwischen den Ergebnissen der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes 59 Perzentile. Die gleiche Kennzahl beträgt bei der Sensitivitätsanalyse über die ökologischen Anspruchstypen 89 Perzentile.
- Innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse beträgt das arithmetische Mittel der Abweichungen zwischen den Ergebnissen der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes 18 Perzentile. Die gleiche Kennzahl beträgt bei der Sensitivitätsanalyse über die ökologischen Anspruchstypen 31 Perzentile.

Die Unterschiede zwischen den ökologischen Anspruchstypen führen insb. innerhalb der analytisch ermittelten Suchraumkulisse zu wesentlich größeren Änderungen als die Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Kostenskalen im Rahmen der Analyse des strukturellen Verbundes.

Neben der Frage nach der räumlichen Verteilung von Abweichungen stellt sich die Frage, zwischen welchen Teilen des Spektrums der betrachteten ökologischen Anspruchstypen die größten Abweichungen bestehen. Daher werden neben der Abweichung über das gesamte Spektrum der betrachteten ökologischen Anspruchstypen auch die Abweichungen zwischen den nach Organismenstypen (vgl. S 157 Tab. 16) bzw. Habitatanspruchstypen (vgl. S. 158 Tab. 17) aggregierten Ergebnissen betrachtet.

Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen nach Organismtypen bei unterschiedlichen Habitatanspruchstypen						
Kennzahl	Alle Anspruchstypen	Amphibie	Kleinsäuger A	Kleinsäuger B	Schmetterling	Vogel
Maximale Abweichung im Untersuchungsgebiet	94	73	79	83	86	86
Maximale Abweichung innerhalb bestehender Regionaler Grünzüge*	89	73	79	83	85	84
Maximale Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	89	73	79	83	86	86
Arithmetisches Mittel der Abweichung im Untersuchungsgebiet	37	16	21	21	24	24
Arithmetisches Mittel innerhalb der bestehenden Regionalen Grünzüge*	37	17	22	22	24	24
Arithmetisches Mittel der Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	31	13	18	17	21	21
<p>* Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf die regionalplanerisch dargestellten Regionalen Grünzüge. ** Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf den Raum der günstigsten 25 Perzentile aus der Aggregation der Ergebnisse aller im betrachteten Spektrum ökologischer Anspruchstypen durchgeführten Cost-Corridor-Analysen.</p>						

Tab. 16: Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen nach betrachteten Organismtypen

An den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen über unterschiedliche ökologische Anspruchstypen eines Organismtyps (vgl. Tab. 16) fällt auf:

- Die maximalen Abweichungen innerhalb des gesamten Untersuchungsraumes, innerhalb der Regionalen Grünzüge und innerhalb der Suchraumkulisse sind ähnlich groß. Bereiche maximaler Abweichungen liegen innerhalb der Regionalen Grünzüge sowie innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse.
- Bei den Organismtypen „Amphibie“ und „Kleinsäuger A“ sowie „Kleinsäuger B“ ist das arithmetische Mittel der Abweichung innerhalb des gesamten Untersuchungsraumes etwas geringer als innerhalb der Kulisse der dargestellten Grünzüge.
- Bei den Organismtypen „Schmetterling“ und „Vogel“ ist das arithmetische Mittel der Abweichung im gesamten Untersuchungsraum genau so groß wie innerhalb der Kulisse der dargestellten Regionalen Grünzüge.

- Innerhalb der analytisch ermittelten Suchraumkulisse ist das arithmetische Mittel der Abweichungen jedoch in allen Fällen deutlich geringer.

Mit zunehmender Matrixsensitivität eines Organismenstyps ergeben sich geringere Abweichungen zwischen den unterschiedlichen Habitatanspruchstypen. Es gilt:

- Je matrixsensitiver ein Organismus ist, desto stärker werden günstige Pfade durch vom Habitatanspruchstyp unabhängige Matrixwiderstände bestimmt.
- Je matrixunabhängiger ein Organismenstyp ist, desto stärker werden günstige Pfade durch den Habitatanspruchstyp bestimmt.

Da eine höhere Matrixsensitivität durch eine höhere Spreizung der Kostenskala repräsentiert wird, entsprechen diese Ergebnisse den Erkenntnissen aus den vorangegangenen Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes (vgl. Kap. 5.2.3).

Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen nach Habitatanspruchstypen bei unterschiedlichen Organismenstypen				
Kennzahl	Alle Anspruchstypen	Wald- & Offenland-komplex	Wald-komplex	Offenland-komplex
Maximale Abweichung im Untersuchungsgebiet	94	90	84	83
Maximale Abweichung innerhalb bestehender Regionaler Grünzüge*	89	83	82	80
Maximale Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	89	83	72	80
Arithmetisches Mittel der Abweichung im Untersuchungsgebiet	37	18	16	17
Arithmetisches Mittel innerhalb der bestehenden Regionalen Grünzüge*	37	18	16	19
Arithmetisches Mittel der Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	31	14	14	16
* Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf die regionalplanerisch dargestellten Regionalen Grünzüge. ** Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf den Raum der günstigsten 25 Perzentile aus der Aggregation der Ergebnisse aller im betrachteten Spektrum kardinaler Kostenskalen durchgeführten Cost-Corridor-Analysen.				

Tab. 17: Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen nach betrachtetem Spektrum kardinaler Kostenskalen

Ein Vergleich der Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen über verschiedene Habitatanspruchstypen desselben Organismenstyps (vgl. S. 157 Tab. 16) mit den Kennzahlen der Sensitivitätsanalysen über verschiedene Organismenstypen desselben Habitatanspruchstyps (vgl. S. 158 Tab. 17) zeigt:

Die Werte der Kennzahlen der maximalen Abweichung ähneln sich sowohl innerhalb des gesamten Untersuchungsraumes als auch innerhalb der Kulisse der bestehenden Regionalen Grünzüge sowie innerhalb der Suchraumkulisse. Jedoch sind die Werte der Kennzahlen für das arithmetische Mittel der Abweichungen bei den Sensitivitätsanalysen über verschiedene Habitatanspruchstypen desselben Organismenstyps grundsätzlich höher.

Eine Ausnahme bildet nur der Organismenstyp „Amphibie“. Dieser Organismenstyp hat aufgrund seiner besonderen Matrixsensitivität die am stärksten gespreizte Kostenskala. Die Ergebnisse werden daher am stärksten durch vom Habitatanspruchstyp unabhängige Matrixwiderstände determiniert und haben die geringste Sensitivität gegenüber Unterschieden in Bezug auf die angenommenen Habitatansprüche.

Für die übrigen Organismenstypen gilt: Unterschiedliche Annahmen in Bezug auf den Organismenstyp (vgl. S. 157 Tab. 16) führen zu geringeren Unterschieden in den Ergebnissen als unterschiedliche Annahmen in Bezug auf den Habitatanspruchstyp (vgl. S. 158 Tab. 17).

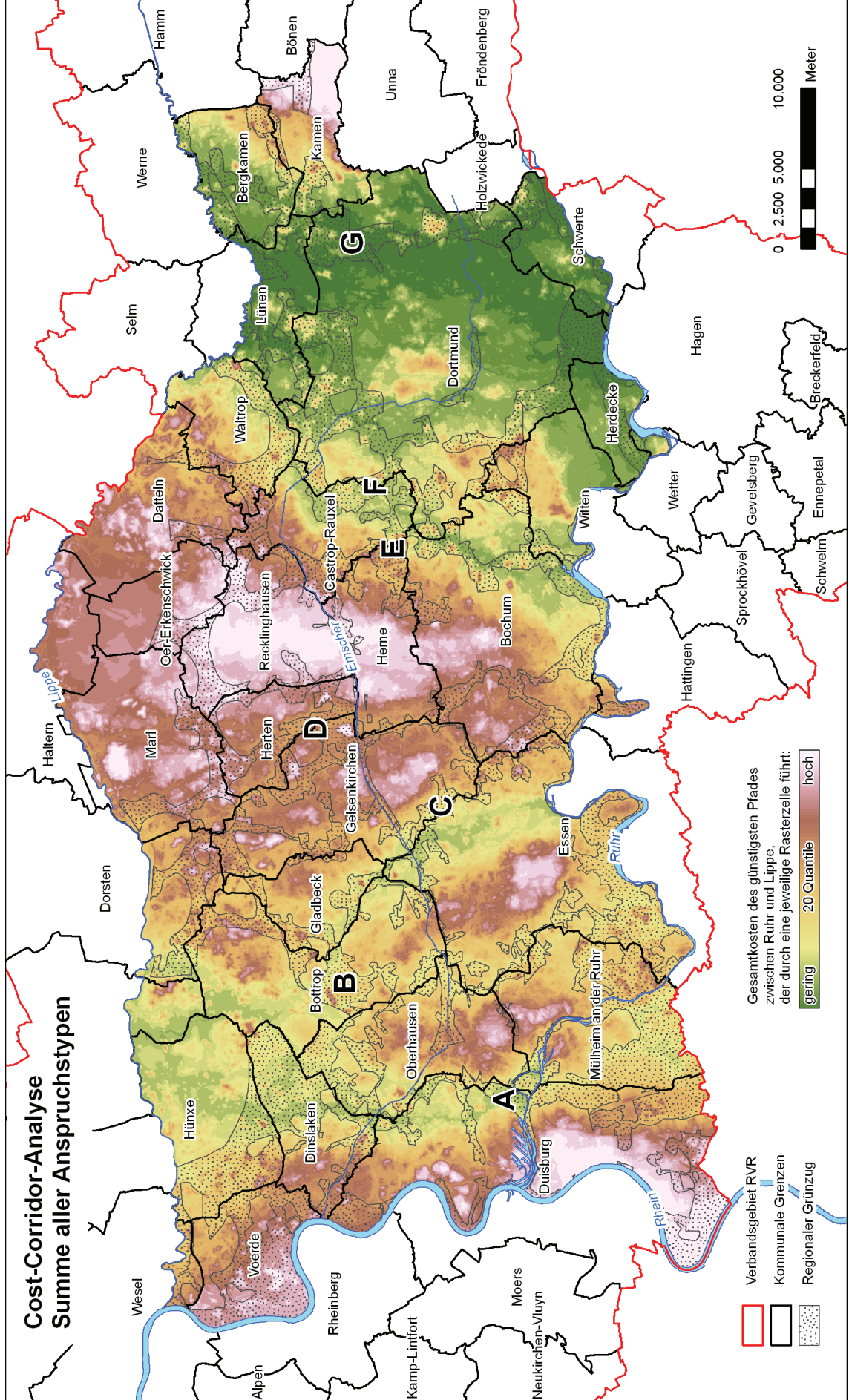


Abb. 48: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen

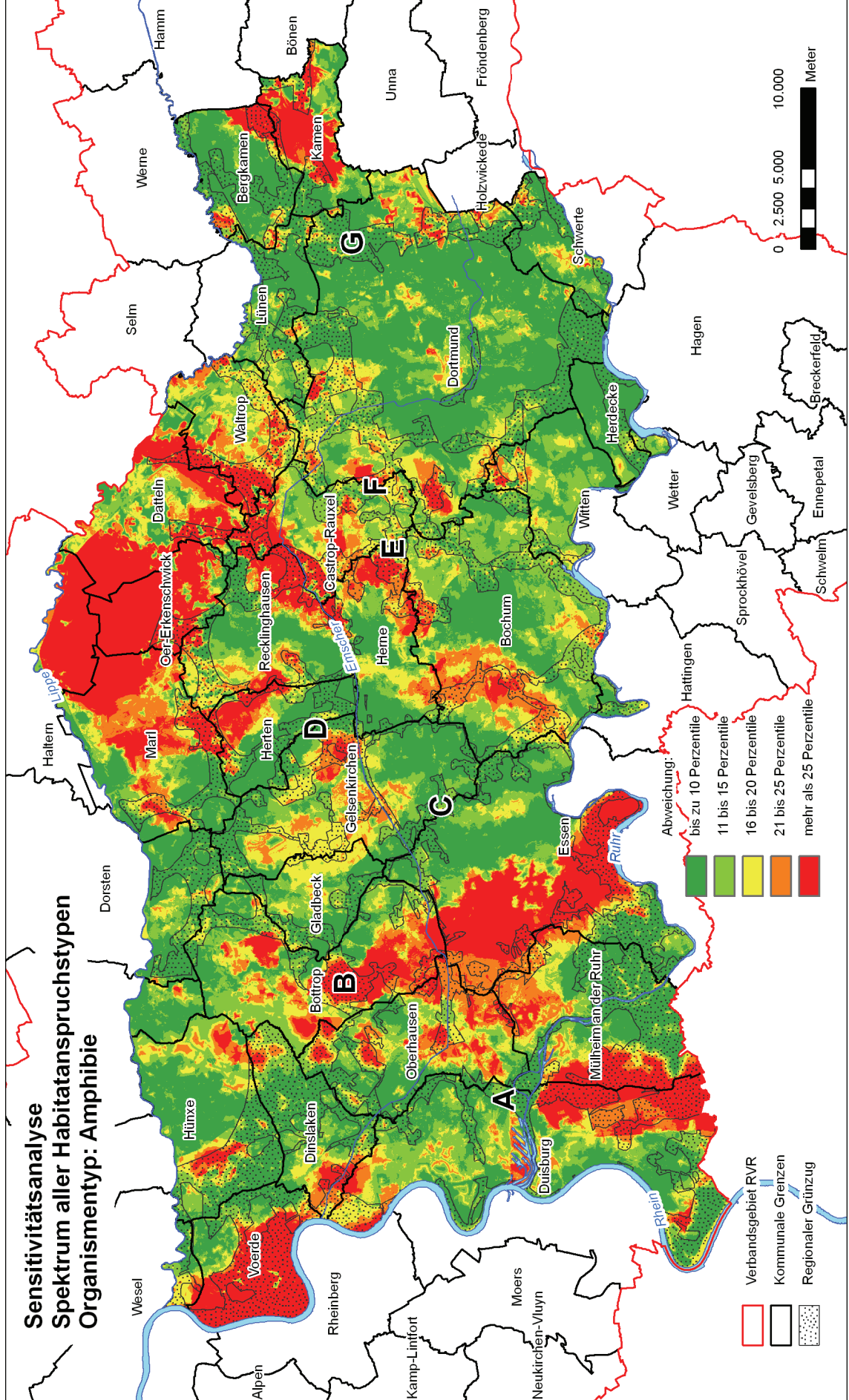


Abb. 51: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Amphibie“

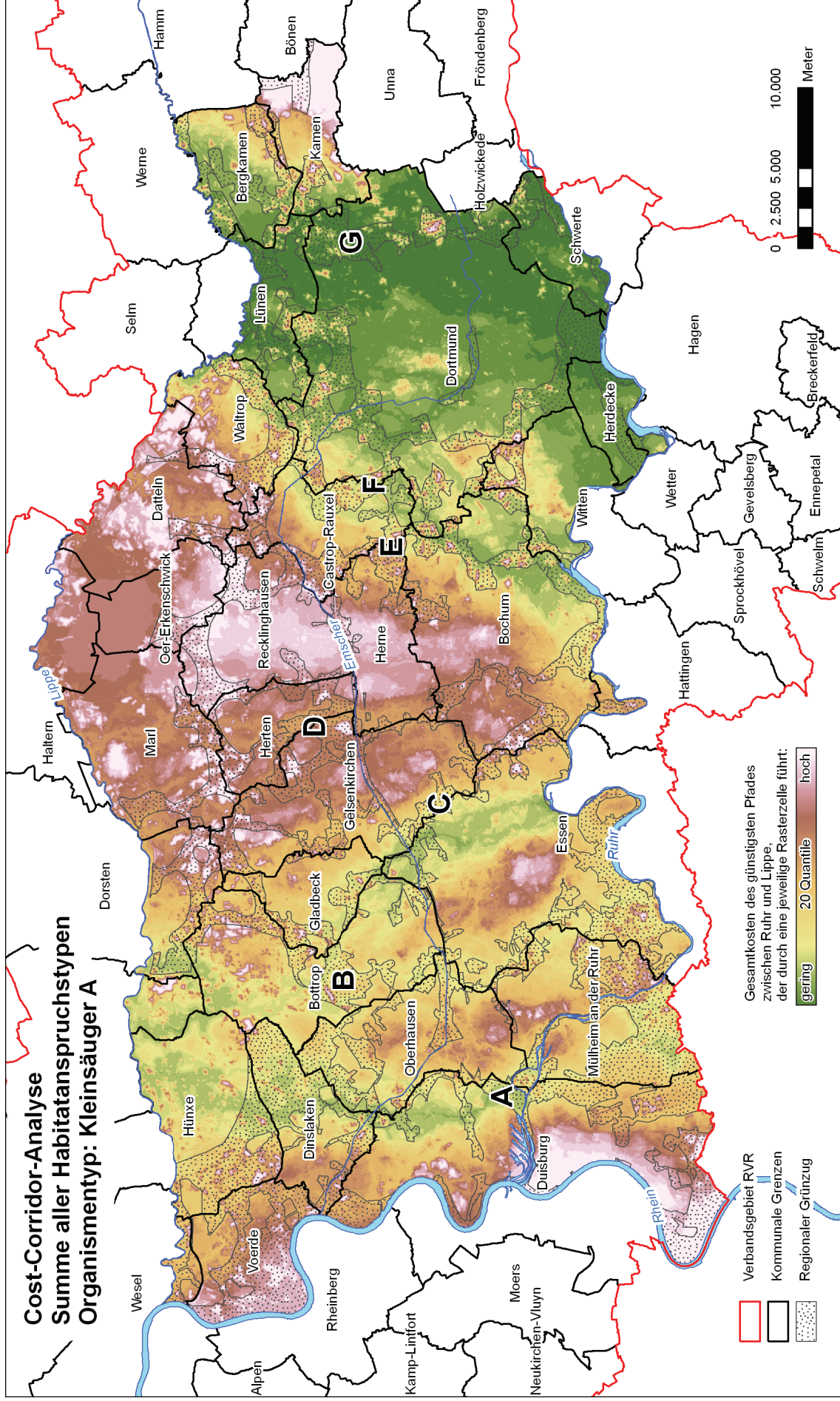


Abb. 52: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger A“

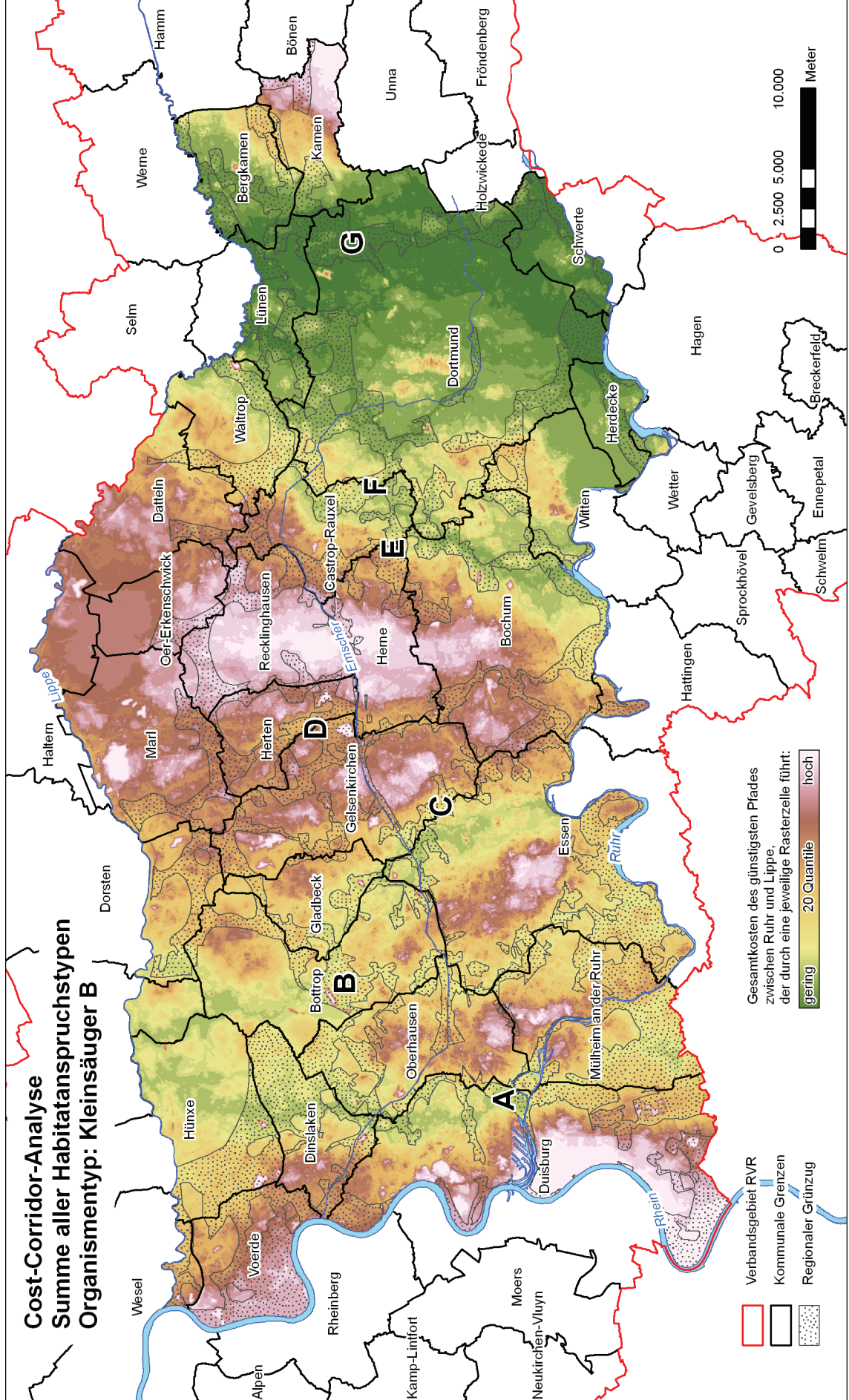


Abb. 54: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger B“

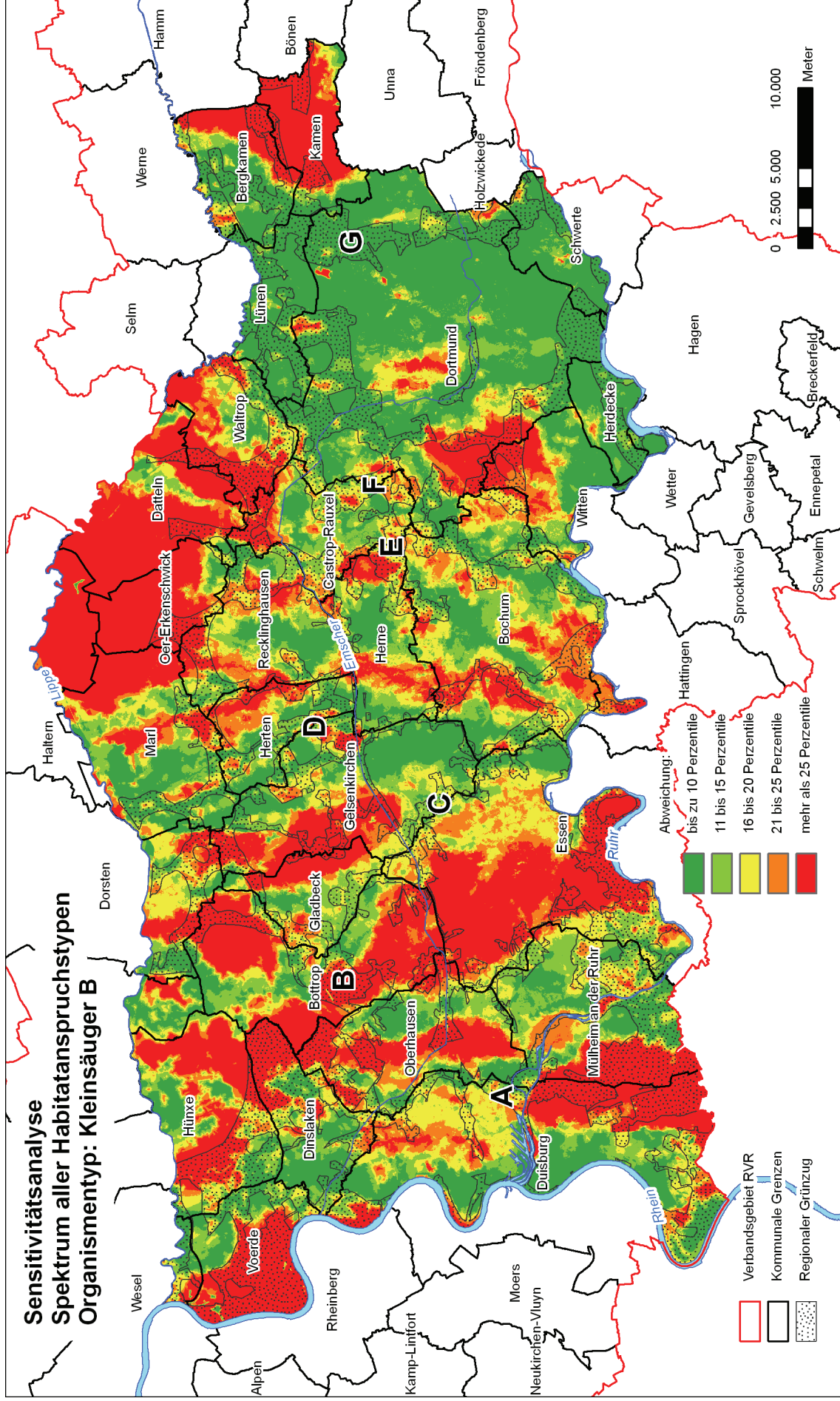


Abb. 55: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Kleinsäuger B“

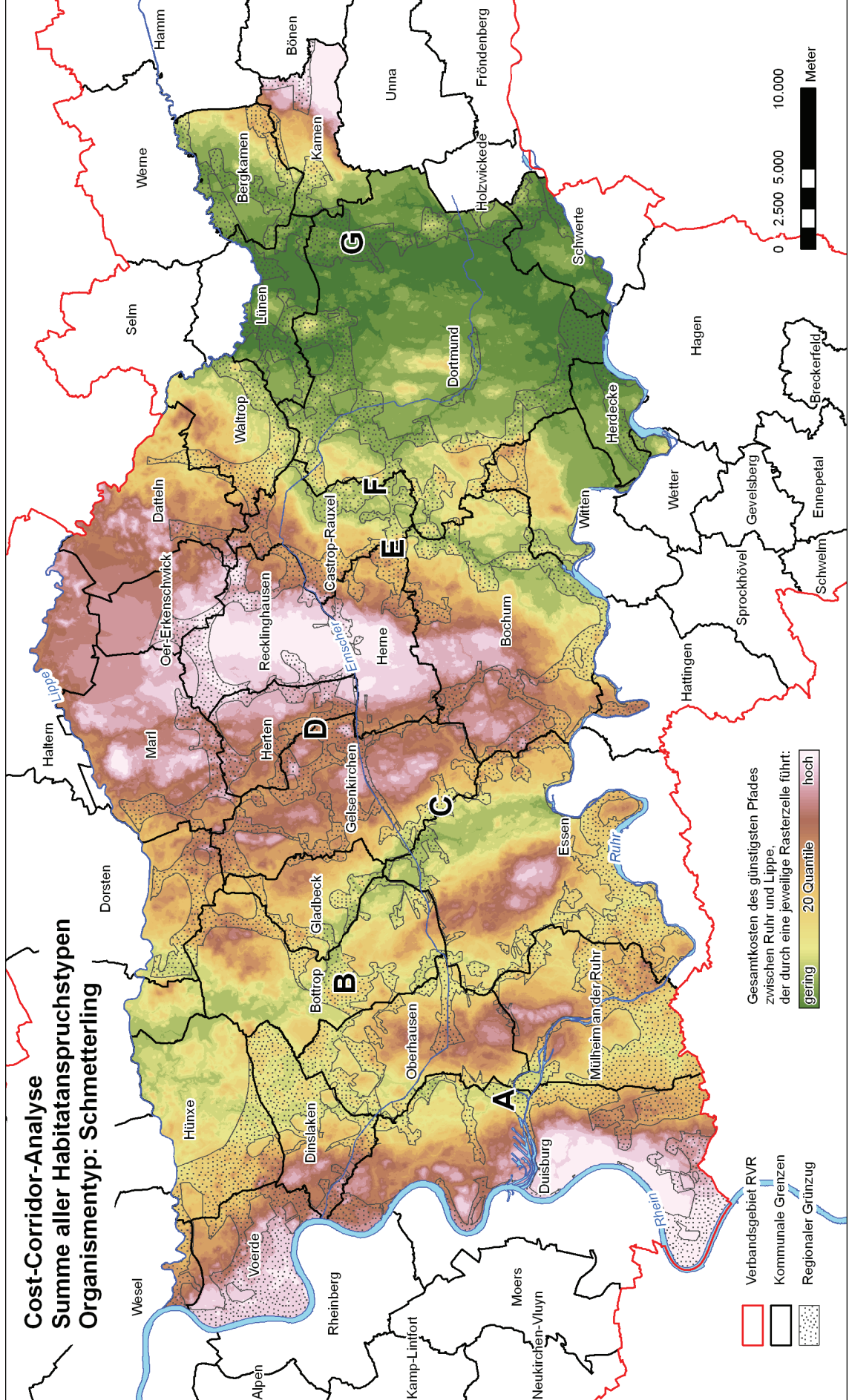


Abb. 56: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Schmetterling“

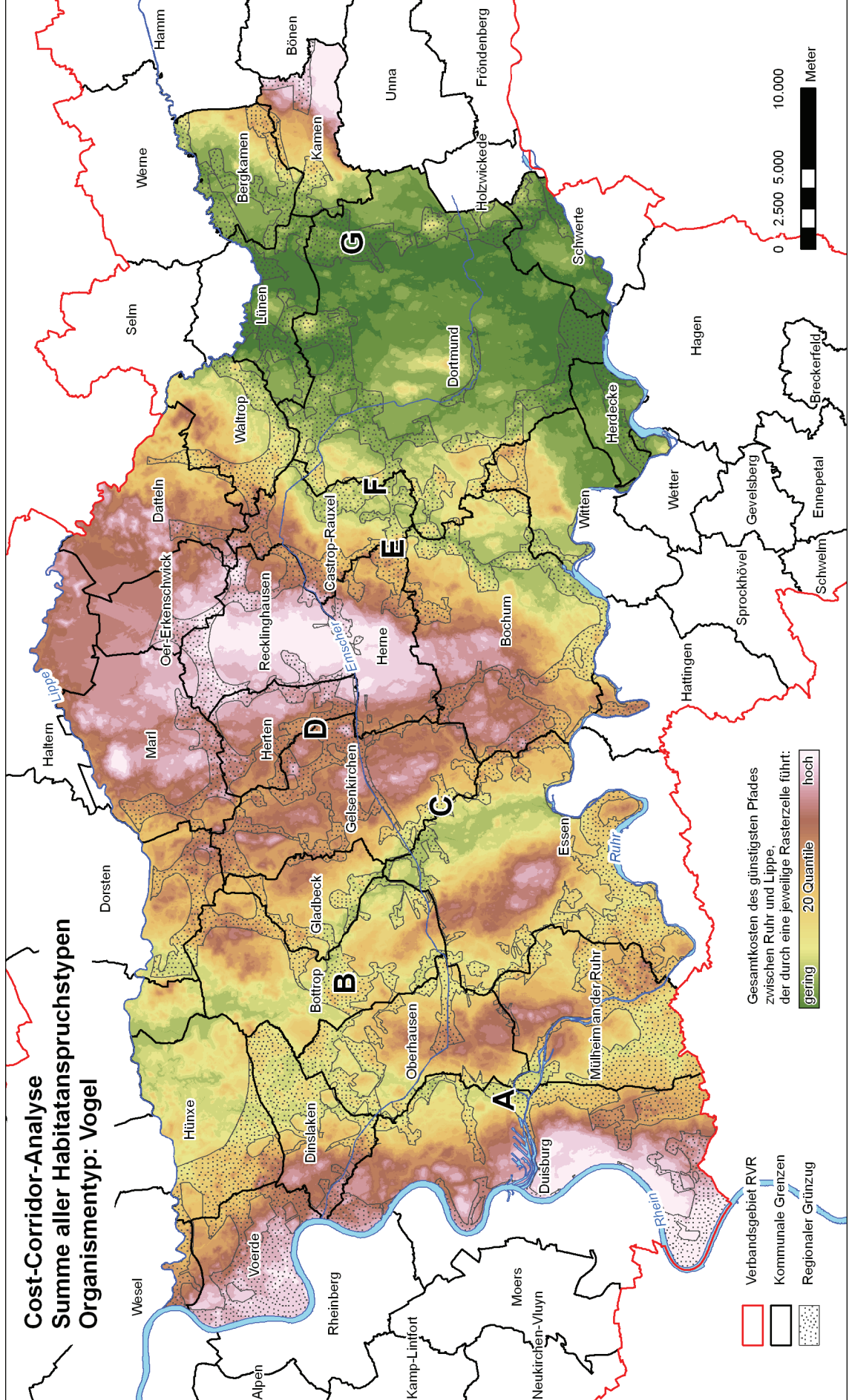


Abb. 58: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Organismtyp „Vogel“

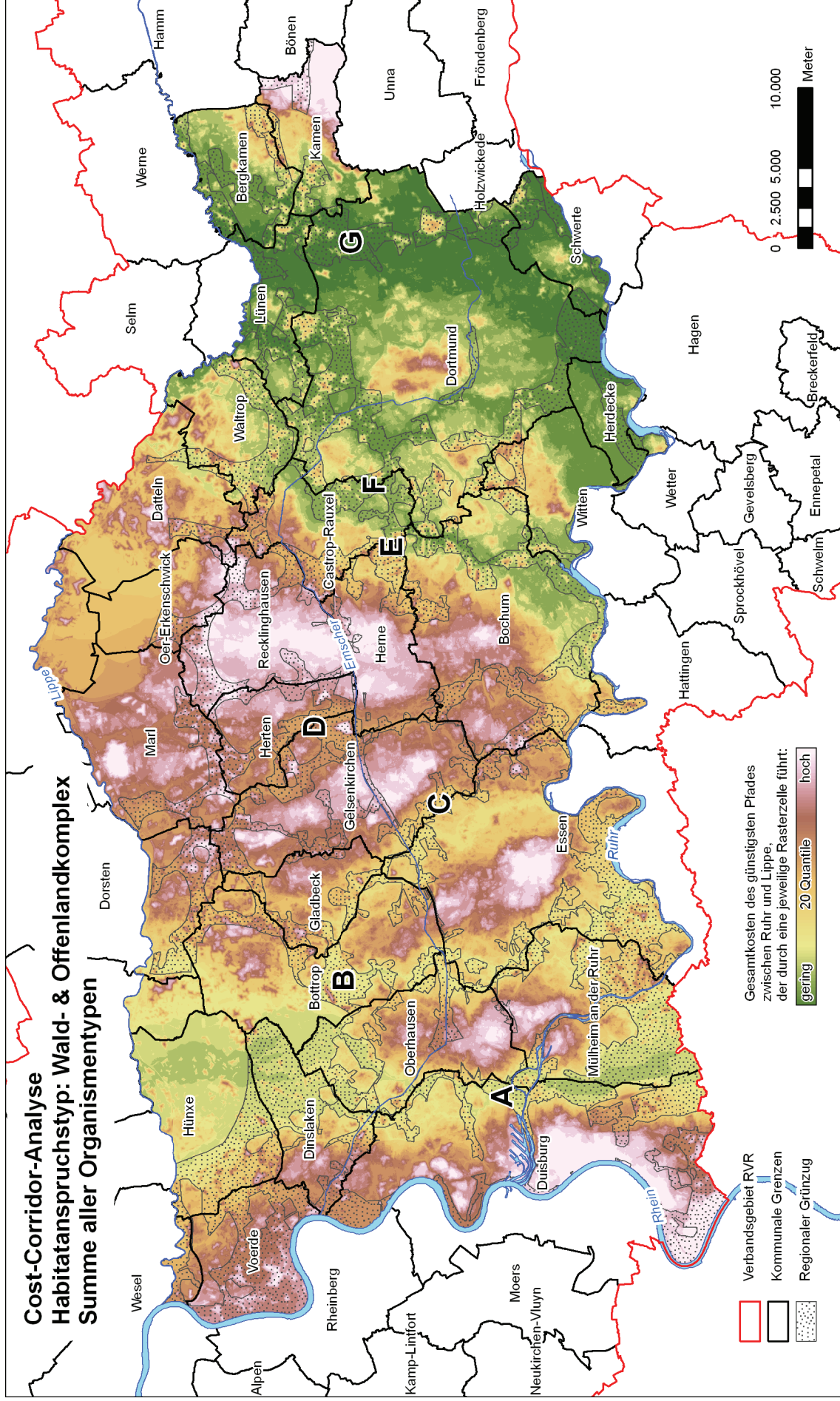


Abb. 60: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Wald- & Offenlandkomplex“

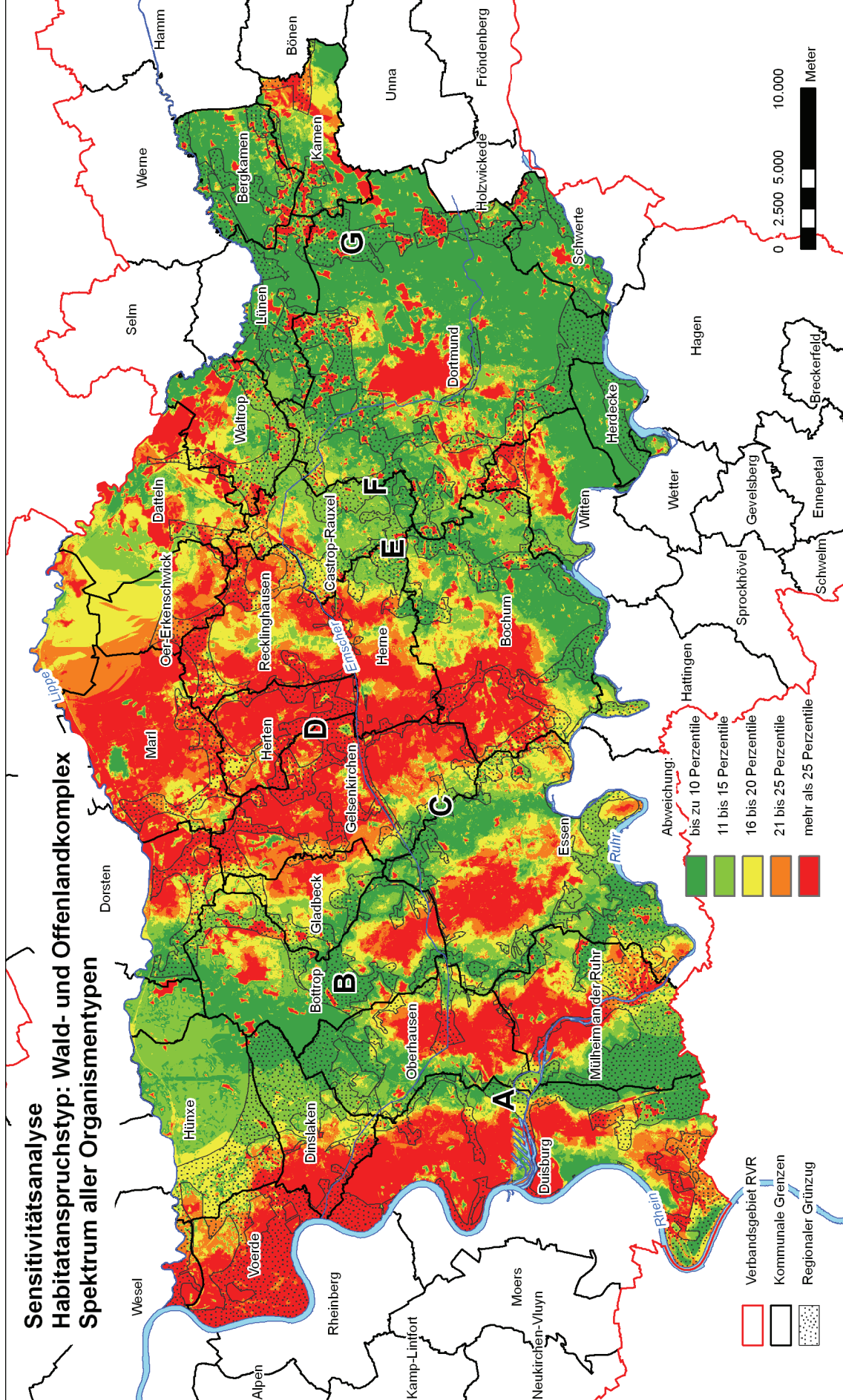


Abb. 61: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Wald- & Offenlandkomplex“

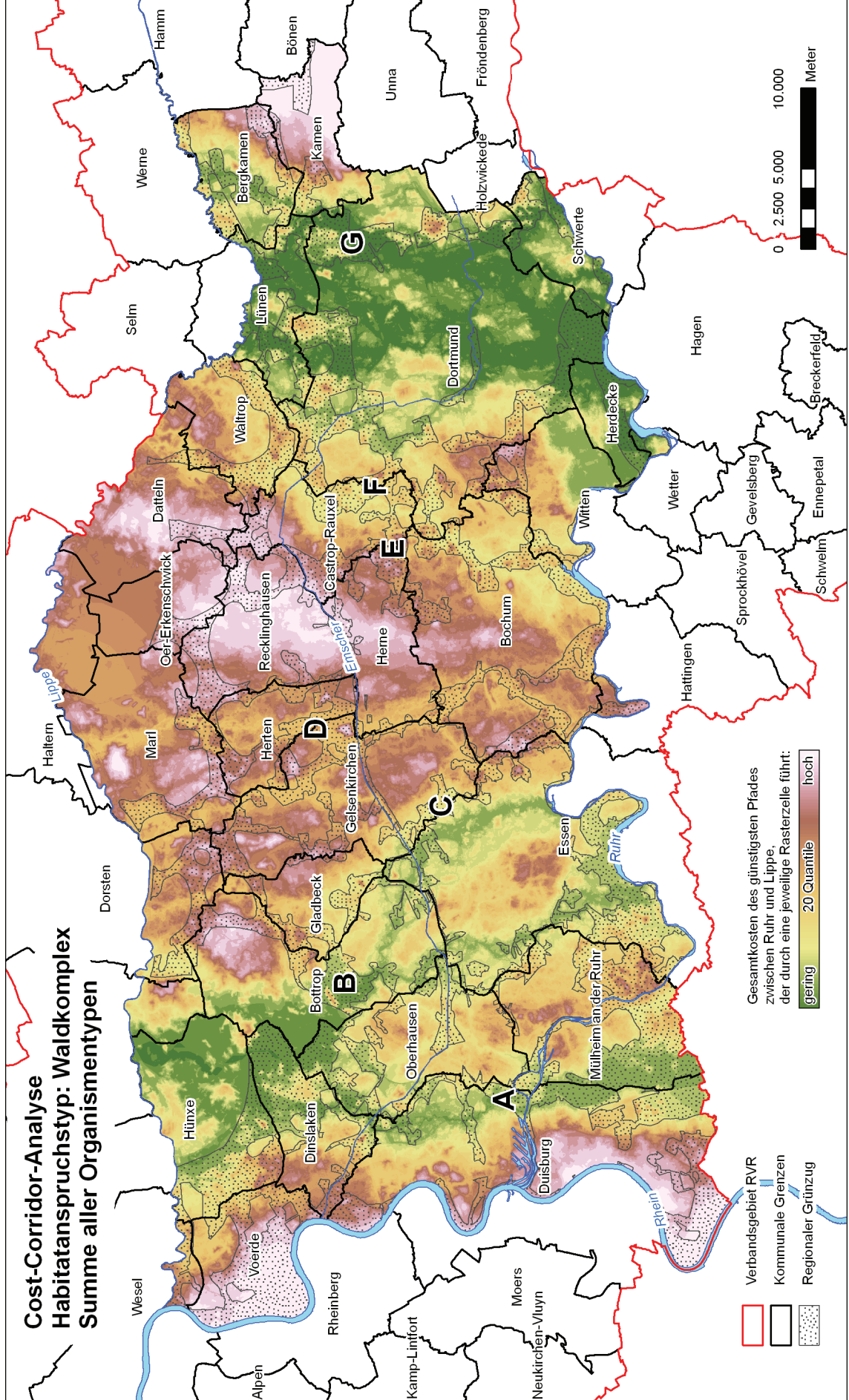


Abb. 62: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“

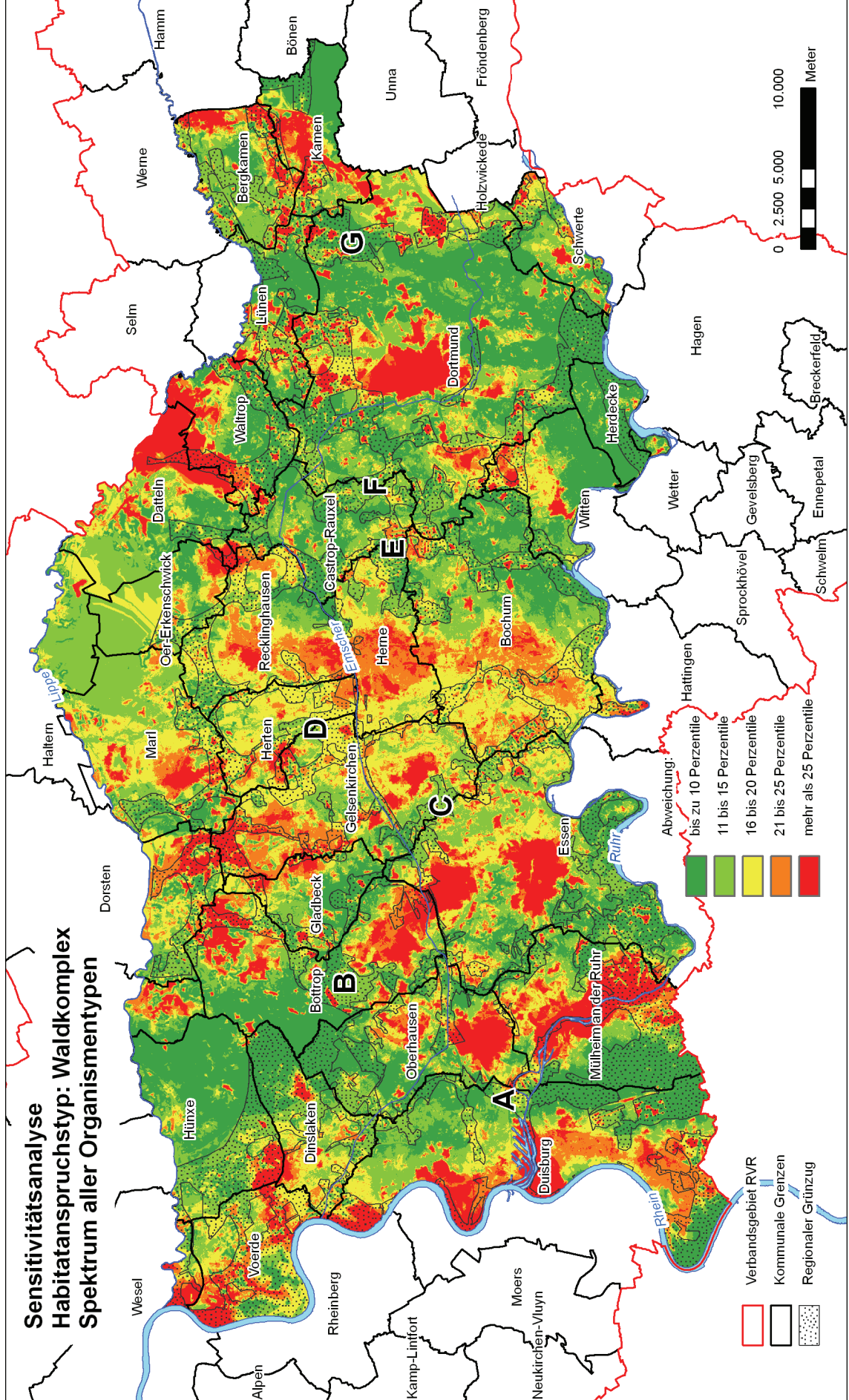


Abb. 63: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Waldkomplex“

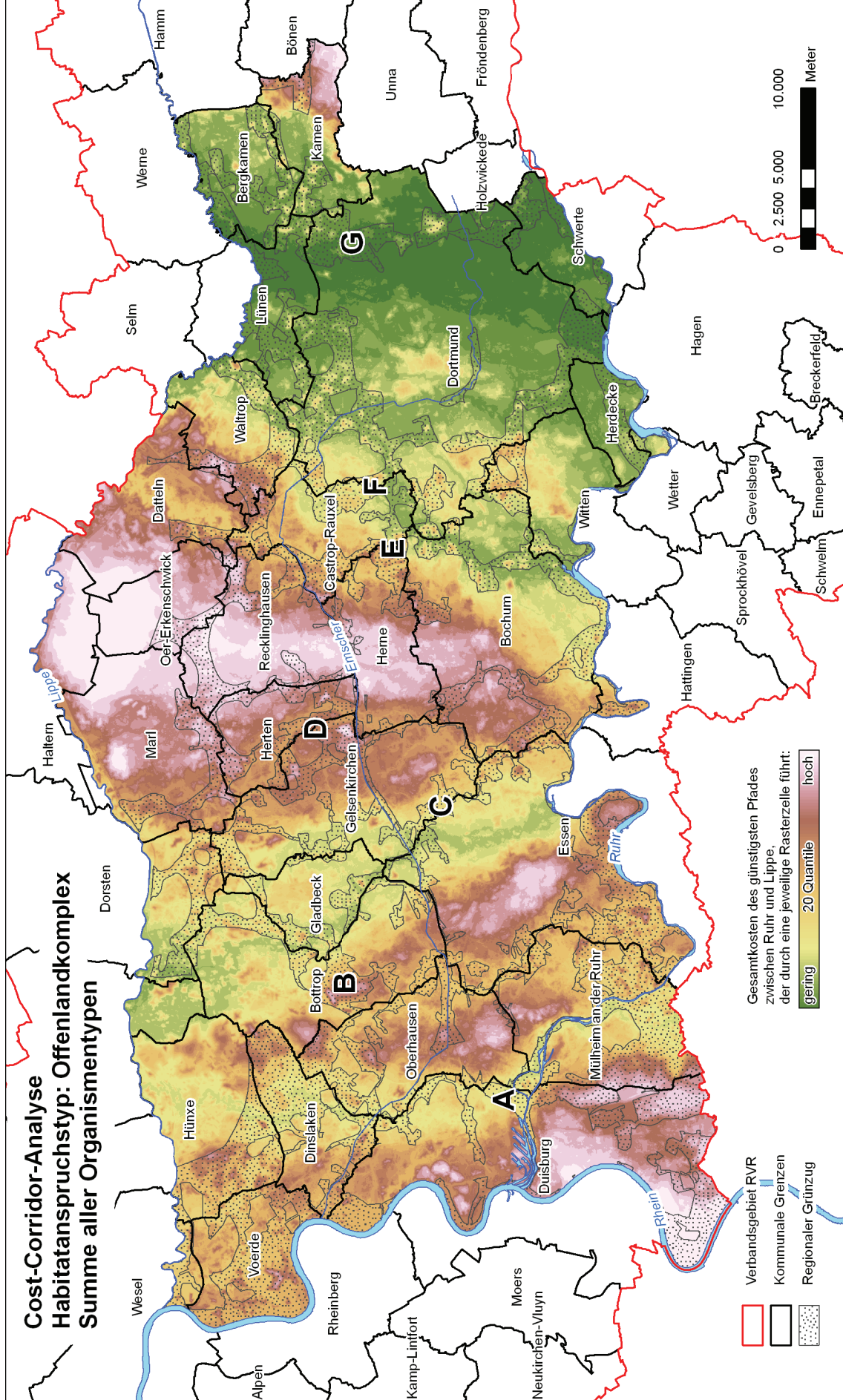


Abb. 64: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“

5.3.4 Ergänzende Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen tragen dazu bei, zu klären, ob das Modell ein vor dem Hintergrund des intendierten Einsatzzwecks ausreichendes Maß an Validität besitzt bzw. wie sensitiv es auf Änderungen seiner Parameter – insb. im Bereich bestehender Unsicherheiten - reagiert. Zu diesem Zweck wird der Einfluss der Änderung von bestimmten Eingangsvoraussetzungen auf die Modellergebnisse ermittelt.

Im Rahmen der vorangegangenen Sensitivitätsanalysen wurden bereits der Einfluss der kardinalen Spreizung von Kostensets sowie der Einfluss der Unterschiede zwischen den Annahmen, welche den ökologischen Anspruchstypen zur Grunde liegen, ermittelt (vgl. Kap. 5.2.2 und 5.3.3).

Alle ökologischen Anspruchstypen wurden durch eine Kombination von sich deutlich unterscheidenden Organismenotypen und Habitatanspruchstypen generiert. Die bisherigen Sensitivitätsanalysen liefern damit eine Aussage darüber, inwieweit diese deutlichen Unterschiede in den einer Cost-Corridor-Analyse zu Grunde liegenden Annahmen Einfluss auf das Ergebnis haben.

Diese ergänzenden Sensitivitätsanalysen dienen dazu, auch den Einfluss geringfügigerer Änderungen in den Annahmen bzw. Eingangsdaten auf die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen zu testen. Die Ergebnisse der ergänzenden Sensitivitätsanalysen werden in Tabelle 18 anhand von Kennzahlen zusammengefasst.

Die Konstruktion aller Anspruchstypen ist durch den Detaillierungsgrad der verwendeten Datengrundlage geprägt. Vor dem Hintergrund des geringen Differenzierungsgrades im Hinblick auf die Habitateigenschaften einer Fläche konnten nur stark generalisierte Anspruchstypen definiert werden. Ergebnis der diesbezüglichen Sensitivitätstests ist, dass erhebliche Unterschiede in den angenommenen Habitatansprüchen zu deutlichen Abweichungen im Verlauf günstiger Korridore führen (vgl. Kap. 5.3.3)

Es stellt sich die Frage, wie groß der Einfluss dieses Maßes an Generalisierung auf die Ergebnisse ist, bzw. ob eine stärkere Differenzierung von Habitatansprüchen zu anderen Ergebnissen geführt hätte. Um diese Frage zu klären, wurde eine mit Daten des Biotopkatasters NRW verfeinerte Datengrundlage erstellt, mit der sich ein Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ modellieren lässt (vgl. Kap. 4.5).

Der Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ stellt eine Präzisierung des Habitatanspruchstyps „Offenlandkomplex“ dar. Die Unterschiede bestehen in unterschiedlichen Bewertungen auf den ordinalen Kostenniveaus 1 und 2. Ein Vergleich der Analyseergebnisse für den Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“ mit denen für den Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ lässt damit eine Aussage darüber zu, inwieweit relativ kleine Änderungen auf unteren ordinalen Niveaus zur Veränderung der ermittelten Korridore führen.

Die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ sowie die entsprechenden Sensitivitätsanalysen werden in den Abbildungen 66 bis 73 (S. 182f) dargestellt.

Die maximale Abweichung zwischen den Ergebnissen für die unterschiedlichen Organismenotypen ist beim Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ geringer als beim Habitatanspruchstyp „Offenlandkomplex“. Auffällig ist jedoch, dass das arithmetische Mittel der Abweichungen, bezogen auf die analytisch abgegrenzte Suchraumkulisse (vgl. Kap. 4.6.2), für den Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“ etwas größer ist. Bereiche mit maximalen Abweichungen liegen auch innerhalb der Regionalen Grünzüge und innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse.

Der Vergleich der aggregierten Ergebnisse des Habitatanspruchstyps „Feuchtgrünland“ und „Offenlandkomplex“ zeigt stellenweise zwar größere Abweichungen, lässt jedoch überwiegend ein hohes Maß an Übereinstimmung erkennen. Die Abweichung ist innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse etwas geringer als außerhalb. Besonders auffällig ist, dass der dem Grünzug A entsprechende Feuchtgrünlandkorridor - von Süden kommend - zunächst dem Ruhrtal folgt und dann auf Höhe des Duisburger Binnenhafens schräg in die nördlich liegenden Naturschutzgebiete entlang der Rheinaue abschwengt. Der Verlauf dieses Korridors entspricht keinem Korridor, der im Rahmen der Analyse anhand der 15 ökologischen Anspruchstypen ermittelt wurde.

Durch eine Präzisierung der stark generalisierten Habitatanspruchstypen können stellenweise deutliche Abweichungen im Verlauf der ermittelten Korridore entstehen. Die für Habitatspezialisten bedeutsame Flächenkulisse wird nicht vollständig durch die Modellierung eines Spektrums stark generalisierter Habitatanspruchstypen erfasst.

Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen ergänzender Sensitivitätsanalysen			
Kennzahl	Feuchtgrünland	Feuchtgrünland vs. Offenlandkomplex	Kleinsäuger A vs. Kleinsäuger B
Maximale Abweichung im Untersuchungsgebiet	78	66	88
Maximale Abweichung innerhalb bestehender Regionaler Grünzüge*	78	66	88
Maximale Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	78	61	88
Arithmetisches Mittel der Abweichung im Untersuchungsgebiet	18	10	6
Arithmetisches Mittel innerhalb der bestehenden Regionalen Grünzüge*	18	10	6
Arithmetisches Mittel der Abweichung innerhalb der Suchraumkulisse**	17	8	5
<p>* Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf die regionalplanerisch dargestellten Regionalen Grünzüge. ** Der Betrachtungsraum ist begrenzt auf den Raum der günstigsten 25 Perzentile aus der Aggregation der Ergebnisse aller im betrachteten Spektrum ökologischer Anspruchstypen durchgeführten Cost-Corridor-Analysen.</p>			

Tab. 18: Analyse des funktionalen Verbundes: Kennzahlen ergänzender Sensitivitätsanalysen

Die Organismtypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“ unterscheiden sich (nur) dadurch, dass Kleinsäuger B im Vergleich sensitiver auf durch Bebauung geprägte Flächen

und weniger sensitiv auf Ackerflächen reagiert. Die Unterschiede bestehen jeweils in einer unterschiedlichen Bewertung auf den ordinalen Kostenniveaus 3 und 4.

Ein Vergleich der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen der Organismenstypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“ lässt daher eine Aussage darüber zu, inwieweit relativ kleine Änderungen in der Bewertung der Matrixwiderstände verschiedener Flächennutzungstypen auf mittleren ordinalen Niveaus zu Veränderungen der ermittelten Korridore führen.

Die Summe der Cost-Corridor-Analysen der Organismenstypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“ sowie die entsprechende Sensitivitätsanalyse werden in den Abbildungen 74 und 75 dargestellt.

Obwohl stellenweise erhebliche Abweichung zwischen den Ergebnissen der Organismenstypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“ bestehen, ist das arithmetische Mittel der Abweichungen äußerst gering. Bereiche maximaler Abweichungen liegen jedoch auch innerhalb der Regionalen Grünzüge und innerhalb der analytisch abgegrenzten Suchraumkulisse.

5.3.5 Zwischenfazit

Durch die Aggregation der Ergebnisraster aller ökologischen Anspruchstypen werden günstige Korridore ermittelt, die alle 15 Anspruchstypen gleichermaßen berücksichtigen. Durch Aggregation der Anspruchstypen nach Organismenstypen bzw. Habitatanspruchstypen werden weiterhin „Amphibienkorridore“, „Waldkorridore“ etc. gebildet.

Die Regionalen Grünzüge haben den Charakter von strukturell zusammenhängenden Freiraumkorridoren (vgl. Kap. 5.2.3), entsprechen jedoch nur stellenweise den ermittelten Korridoren eines die ökologischen Anspruchstypen übergreifenden funktionalen Biotopverbundes. Die günstigen Korridore der Aggregation aller ökologischen Anspruchstypen verlassen in vielen Bereichen die dargestellten Regionalen Grünzüge und durchqueren stattdessen bebauten Bereiche. Diese Teile eines funktionalen Biotopverbundsystems sind nicht gleichzeitig als Teile eines strukturellen Freiraumverbundes geeignet.

Diese Ergebnisse stehen der Ableitung von Aussagen in Bezug auf die funktionale Konnektivität auf Basis von Analysen struktureller Konnektivität mittels Landschaftsstrukturmaßen grundsätzlich entgegen (vgl. insb. Turner 1989 sowie Turner et al. 2001). Vor dem Hintergrund der Ergebnisse der durchgeführten Cost-Corridor-Analysen erscheint es grundsätzlich unzulässig, von der – erheblich einfacher zu erfassenden – strukturellen Konnektivität zwischen Ruhrtal und Lippeaue auf die funktionale Konnektivität zu schließen.

Ein Beispiel hierfür ist der südliche Teil des Regionalen Grünzuges C. Die günstigen Korridore aller ökologischen Anspruchstypen verlassen hier die Flächenkulisse des Grünzuges auf Höhe der Emscher und schwenken nach Süden in Richtung Ruhrtal. Die entsprechenden Flächen des Regionalen Grünzuges C sind überwiegend durch ackerbauliche Nutzung geprägt (vgl. S. 129f Abb. 36 und 37). Zwischen den Ergebnisrastern der unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen bestehen in Bezug auf die hohen Pfadkosten dieser Flächen nur geringe Unterschiede.

Festzustellen ist: Die ackerbaulich genutzten Teile des strukturellen Freiraumverbundsystems bzw. der Regionalen Grünzüge haben aufgrund ihrer mangelnden Habitatfunktion für einen funktionalen Biotopverbund keine (positive) Bedeutung. Sie wirken für die meisten Tierarten als Barrieren. Größere ackerbaulich genutzte Bereiche haben eine funktionale Entwertung der

regionalplanerisch gesicherten Freiraumkorridore zur Folge. Die Freiraumkorridore werden daher von den günstigsten Korridoren des funktionalen Biotopverbundes verlassen.

Die funktionalen Biotopverbundkorridore der unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen weichen in ihrem Verlauf - insb. in Abhängigkeit der unterschiedlichen Habitatanspruchstypen - erheblich voneinander ab. Die ergänzenden Sensitivitätsanalysen belegen zudem, dass bereits geringe Änderungen in den einem Habitatanspruchstyp zu Grunde liegenden Annahmen zu einem stellenweise deutlich veränderten Verlauf günstiger Korridore führen können.

Wenn überhaupt, dann können Planungshinweise zur Sicherung von universellen funktionalen Biotopverbundkorridoren in Bezug auf die analytisch abgegrenzte Suchraumkulisse abgeleitet werden (vgl. Kap 4.6.2). Die Suchraumkulisse wurde anhand der 25 günstigsten Perzentile der nach manuellen Interpretationsräumen klassifizierten Aggregation aller Anspruchstypen abgegrenzt. Innerhalb dieser Suchraumkulisse beträgt das arithmetische Mittel der Abweichung über alle ökologischen Anspruchstypen jedoch 31 Perzentile.

Hieraus ergeben sich grundsätzliche Zweifel an der Zulässigkeit der Abgrenzung von universellen, die ökologischen Anspruchstypen übergreifenden Biotopverbundkorridoren. Universelle funktionale Biotopverbundkorridore erscheinen stattdessen als planerische Fiktion (vgl. auch Kap. 3.1.2). Funktionaler Biotopverbund erfordert zumindest die separate planerische Behandlung unterschiedlicher Habitatanspruchstypen, da deren Korridore stark voneinander abweichen.

Es ist jedoch davon auszugehen, dass es aufgrund von planungspraktischen Erwägungen nicht aussichtsreich ist, neben den Regionalen Grünzügen als System des strukturellen Freiraumverbundes eine nicht deckungsgleiche Vielzahl von funktionalen Biotopverbundkorridoren durch die Metropole Ruhr hindurch entwickeln zu wollen. Strategisch sinnvoller erscheint das Ziel, die Flächennutzungsstruktur der Regionalen Grünzüge so zu entwickeln, dass sie nicht nur die günstigen Korridore des strukturellen Verbundes, sondern auch die des funktionalen Verbundes darstellen.

Soweit eine solche Entwicklung nicht möglich erscheint, müssen funktionale Korridore in bebauten Gebieten gesichert und entwickelt werden. Aus diesem Grund werden – trotz der im Vorangegangenen diskutierten Probleme - im Rahmen der Planungshinweise (vgl. Kap. 5.4) universelle funktionale Biotopverbundkorridore abgeleitet.

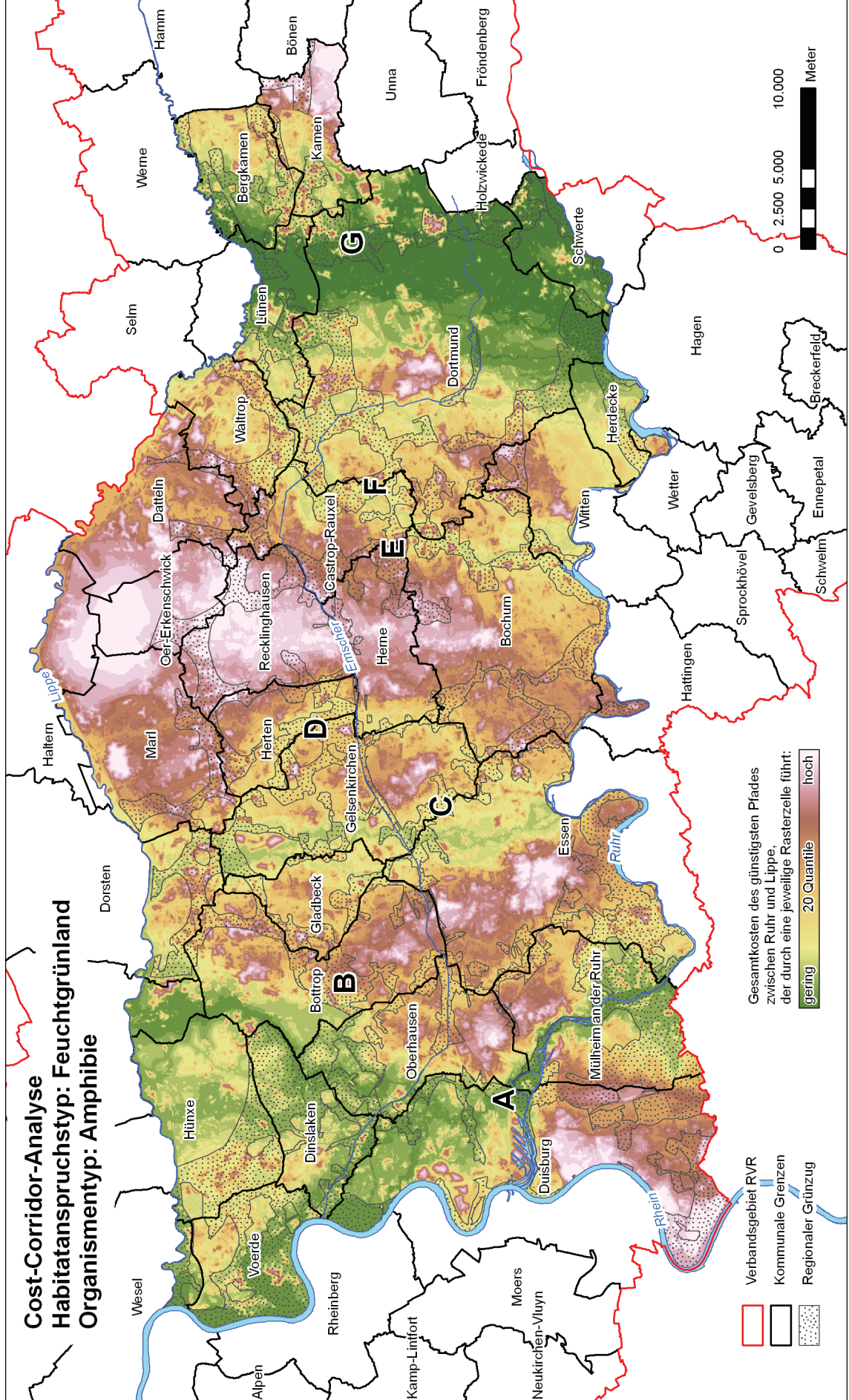


Abb. 66: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Feuchtgrünland“

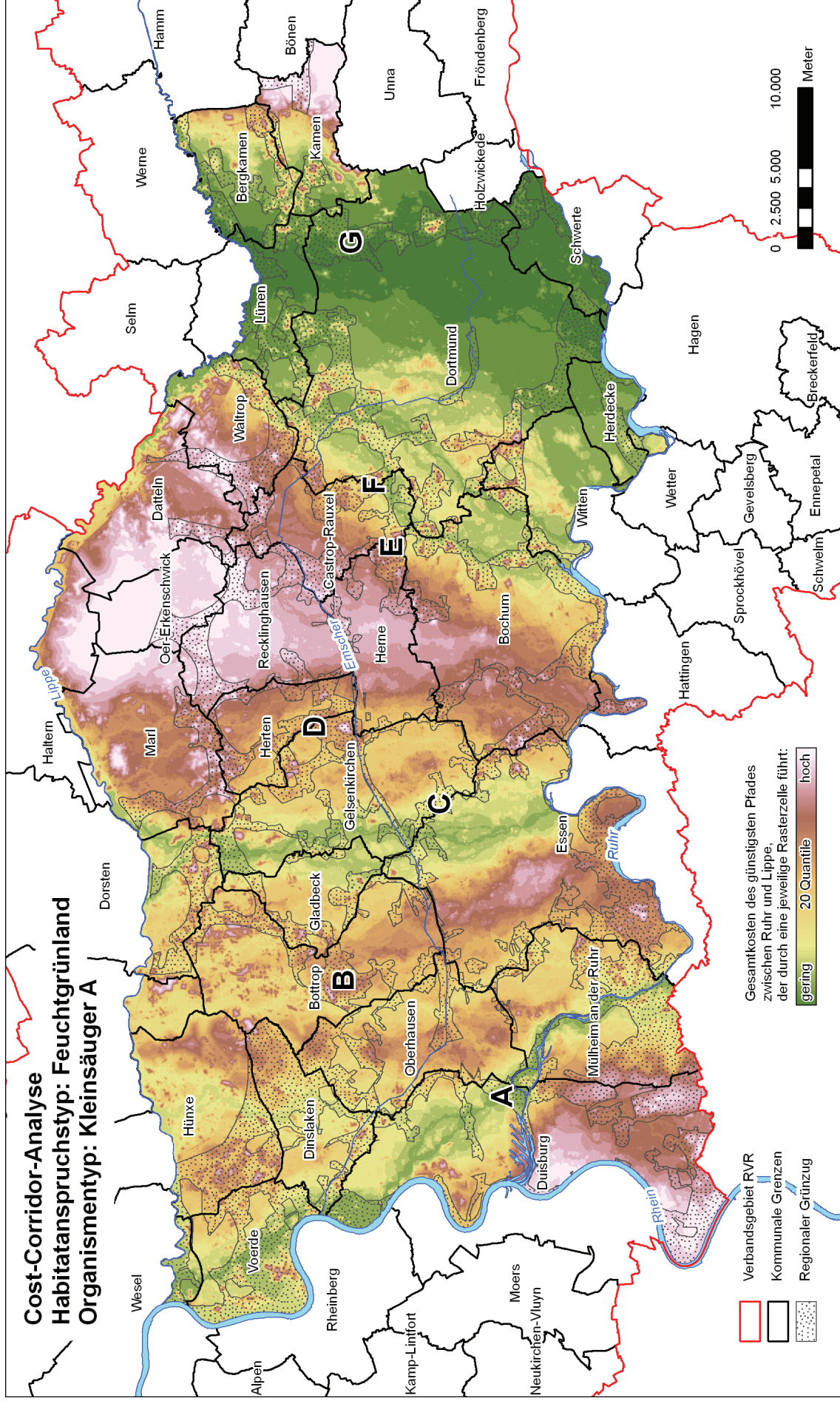


Abb. 67: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Feuchtgrünland“

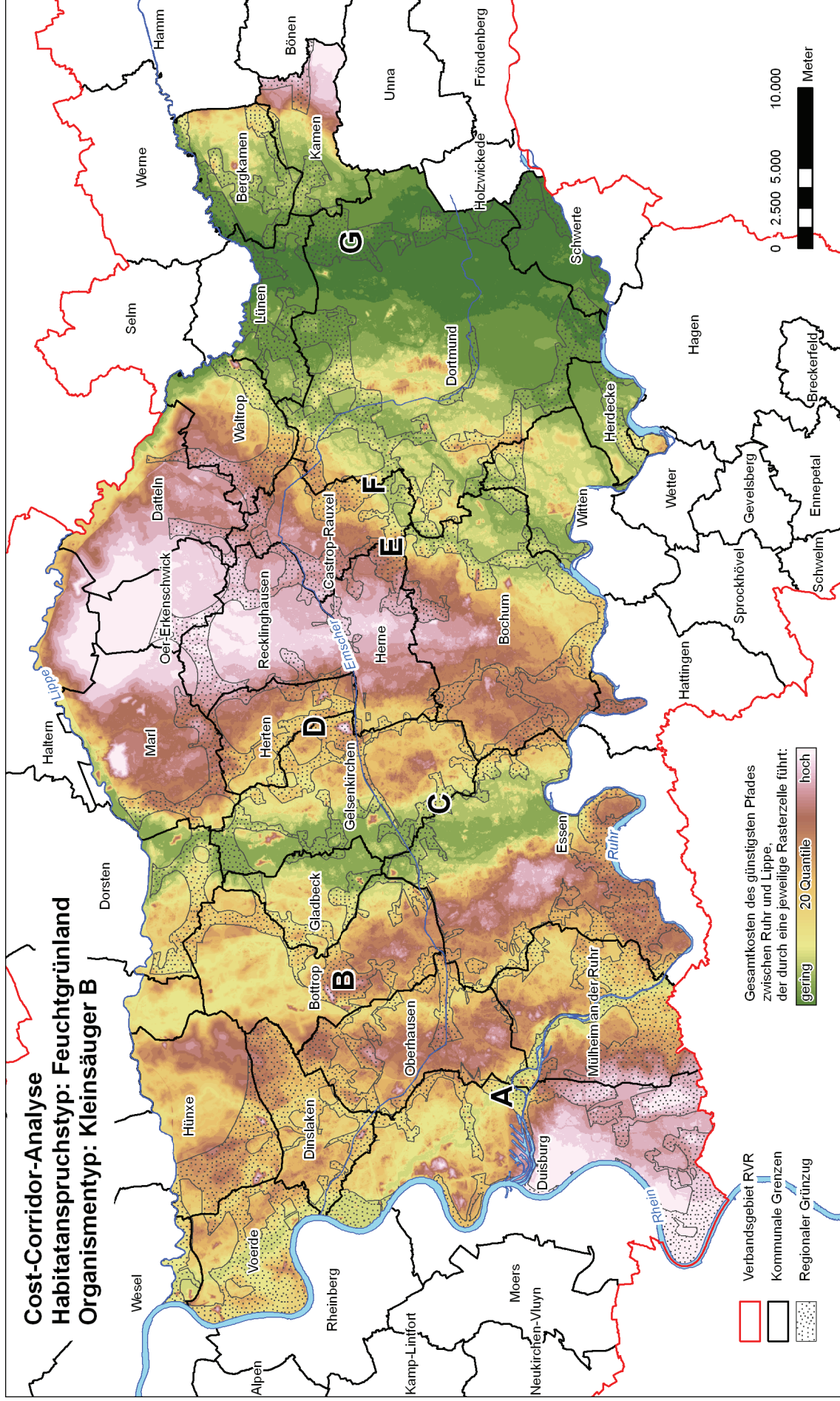


Abb. 68: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Feuchtgrünland“

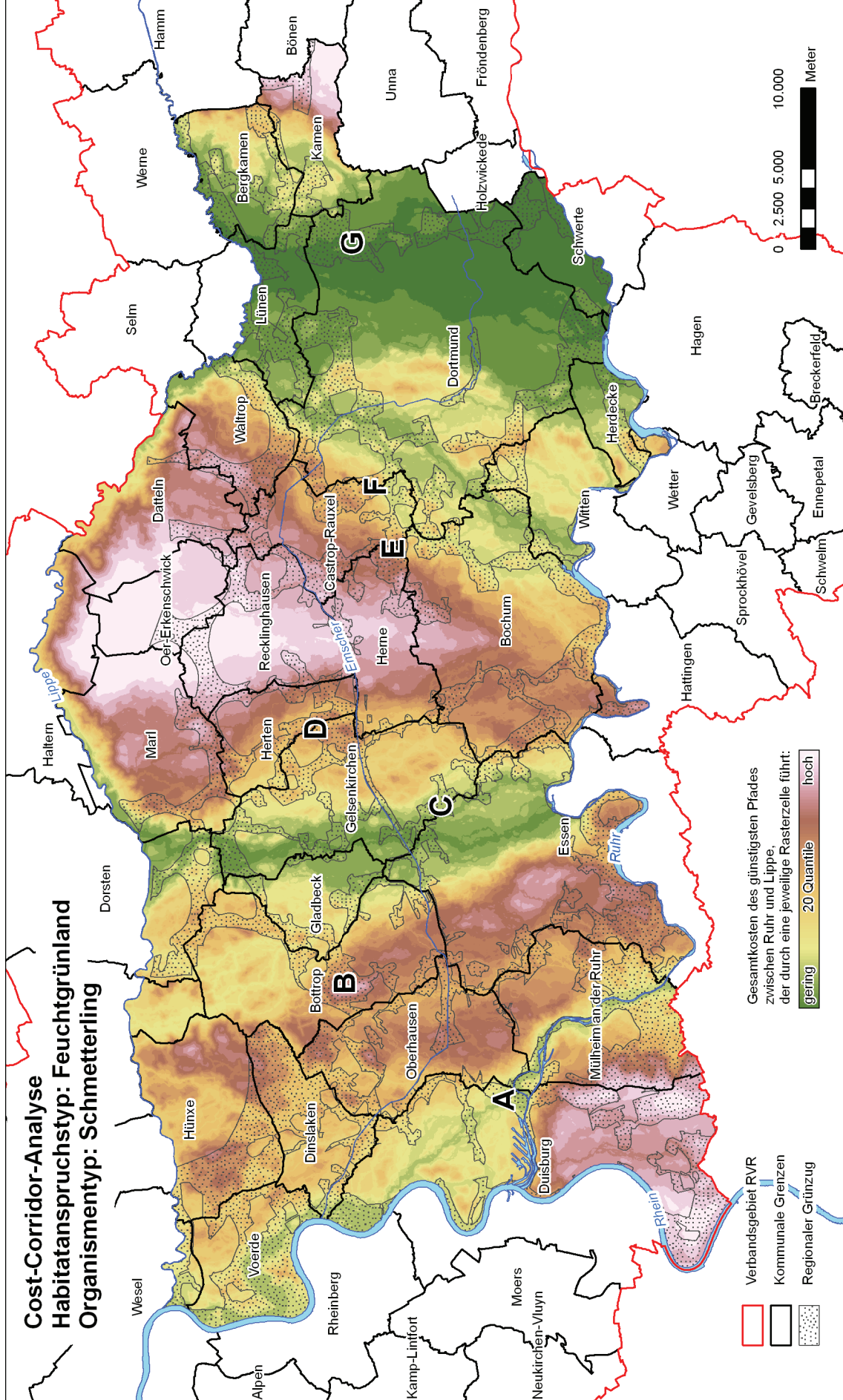


Abb. 69: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Feuchtgrünland“

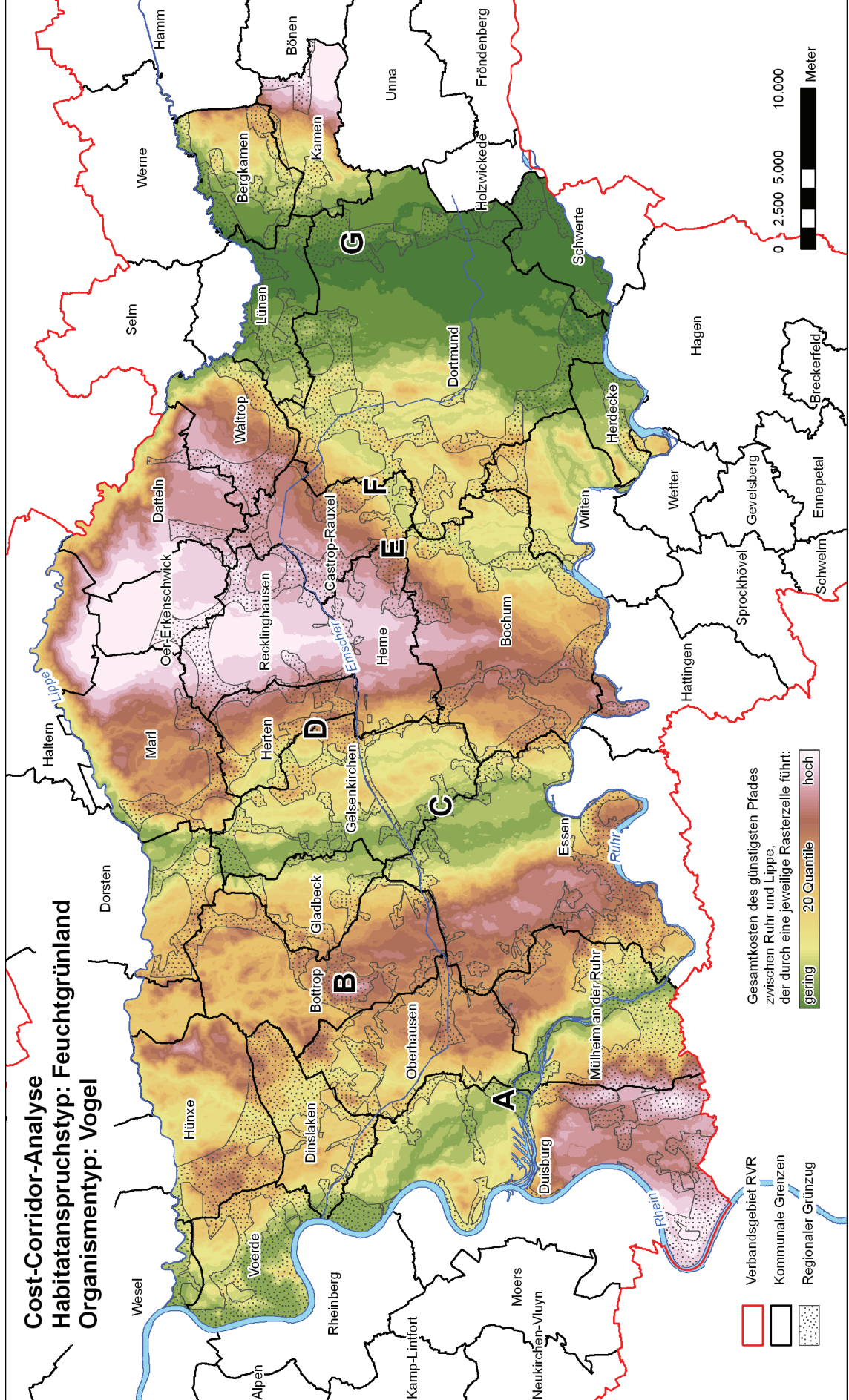


Abb. 70: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Feuchtgrünland“

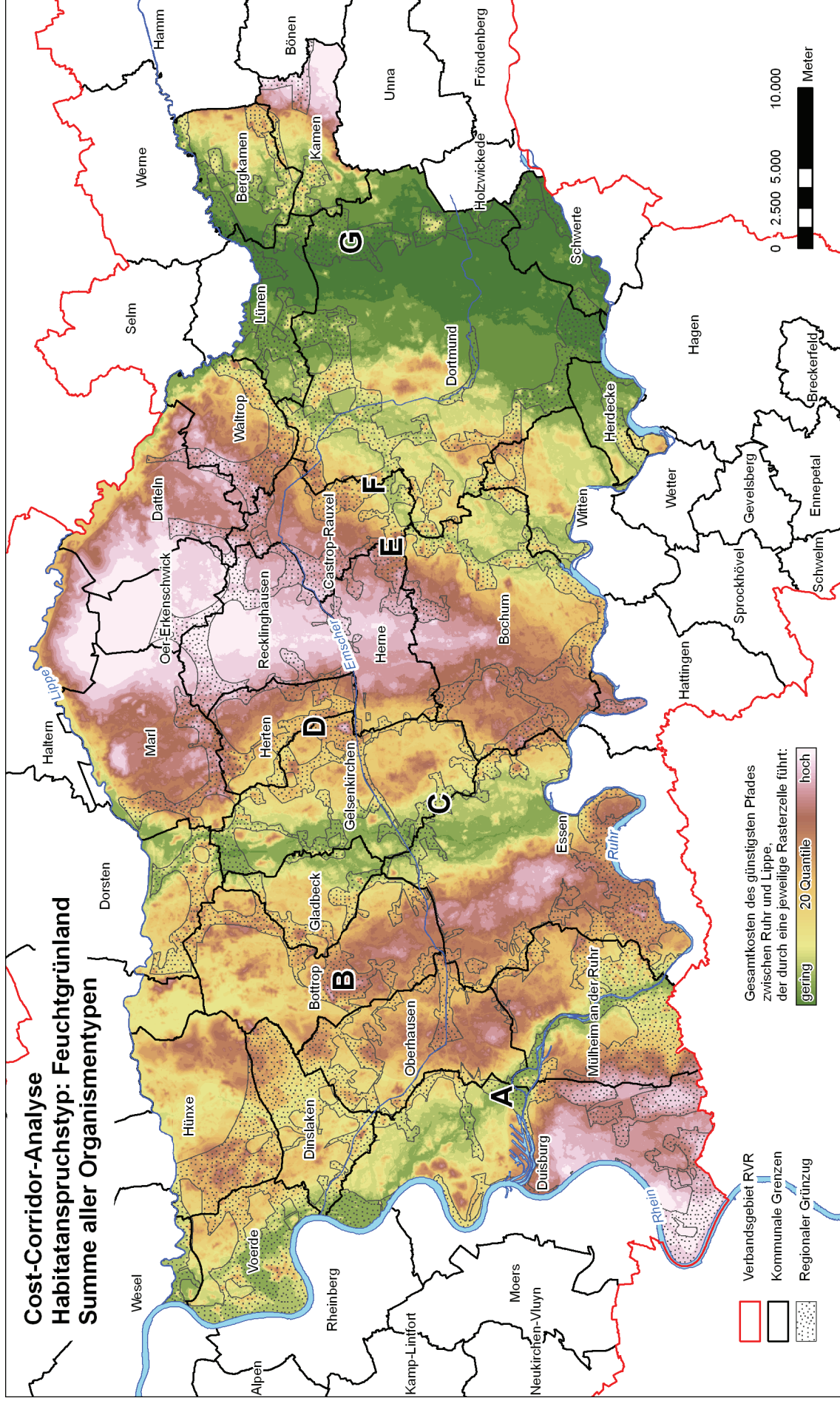


Abb. 71: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“

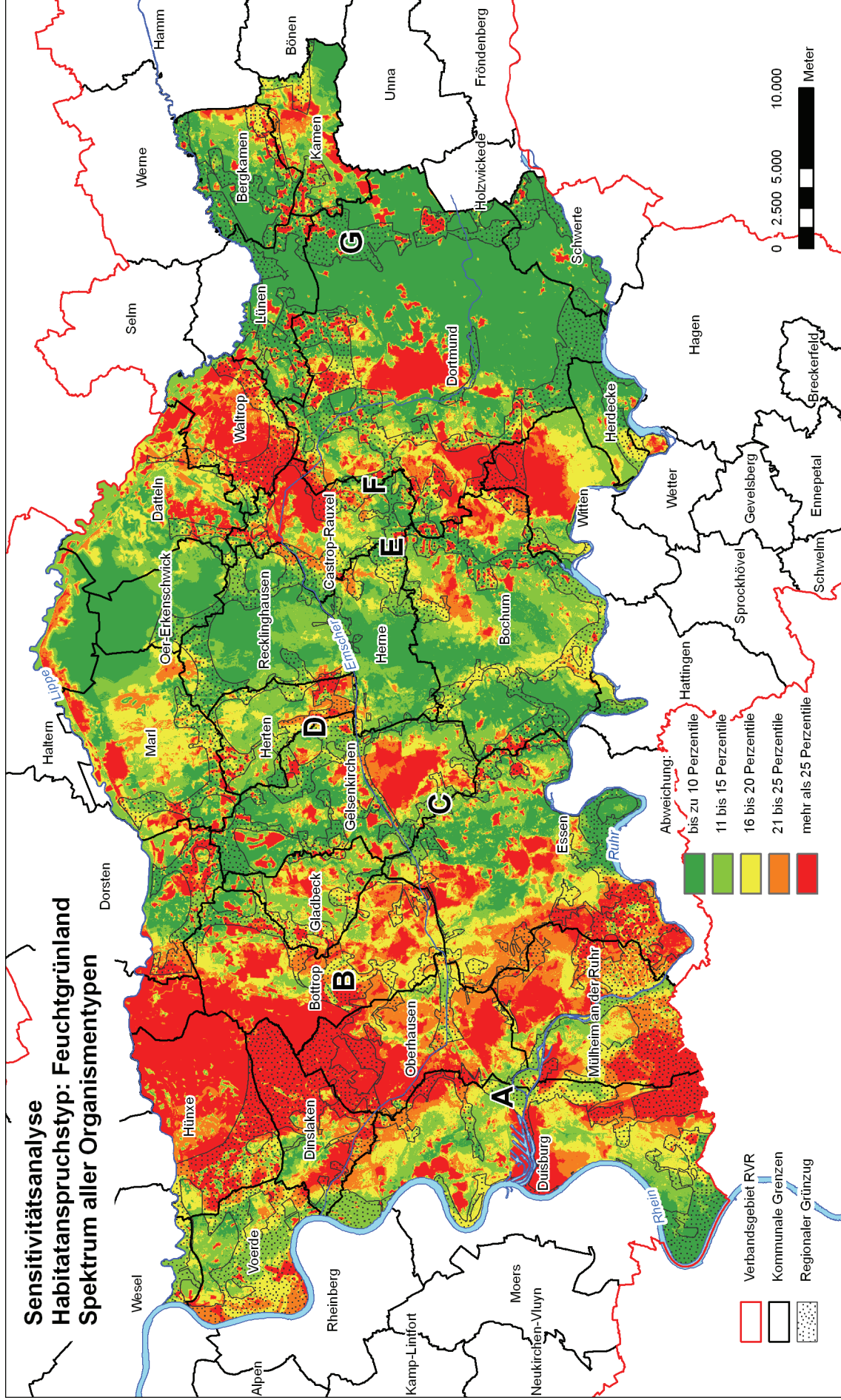


Abb. 72: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Cost-Corridor-Analysen für den Habitatanspruchstyp „Feuchtgrünland“

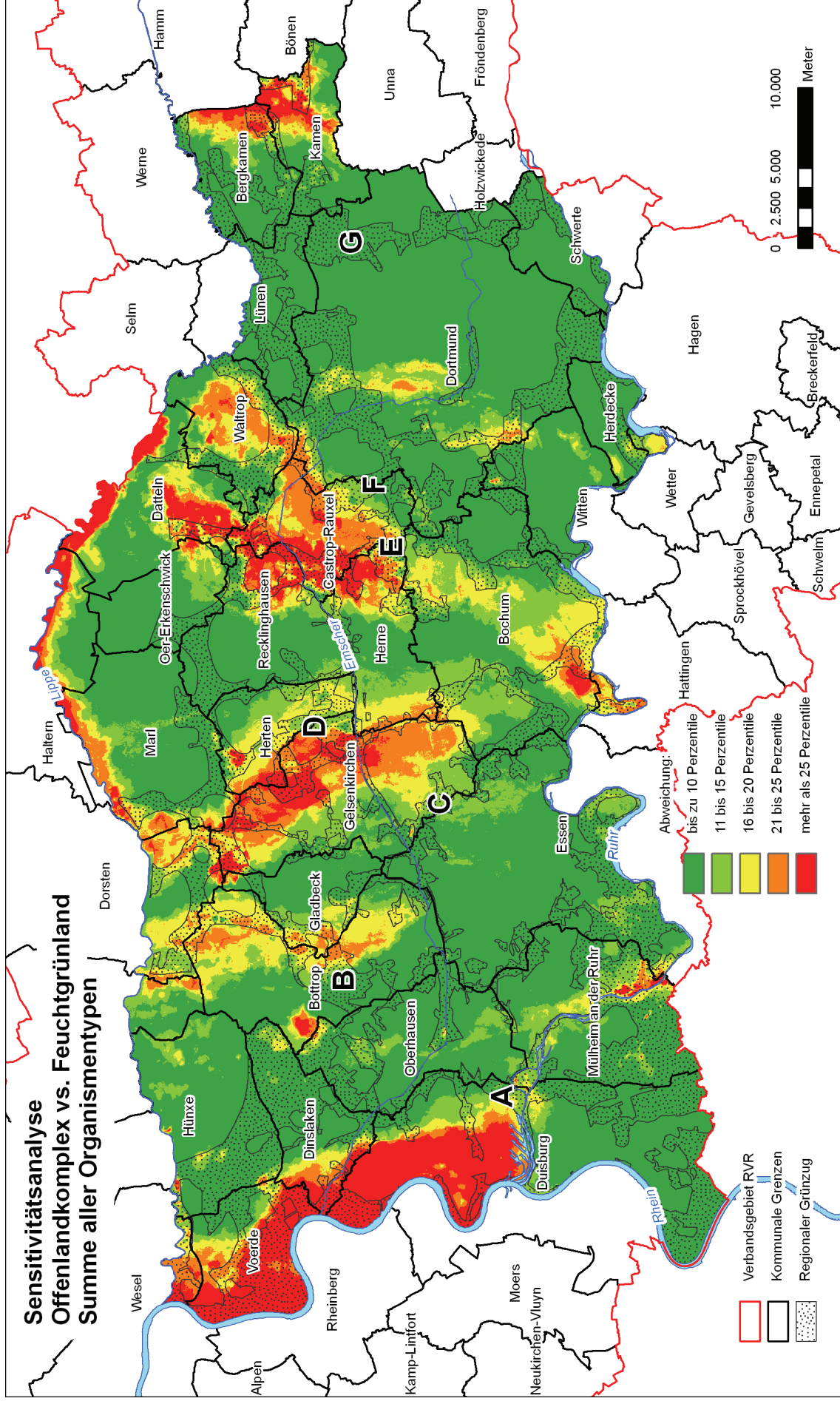


Abb. 73: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über die Summen für die Habitatsanspruchstypen „Offenlandkomplex“ und „Feuchtgrünland“

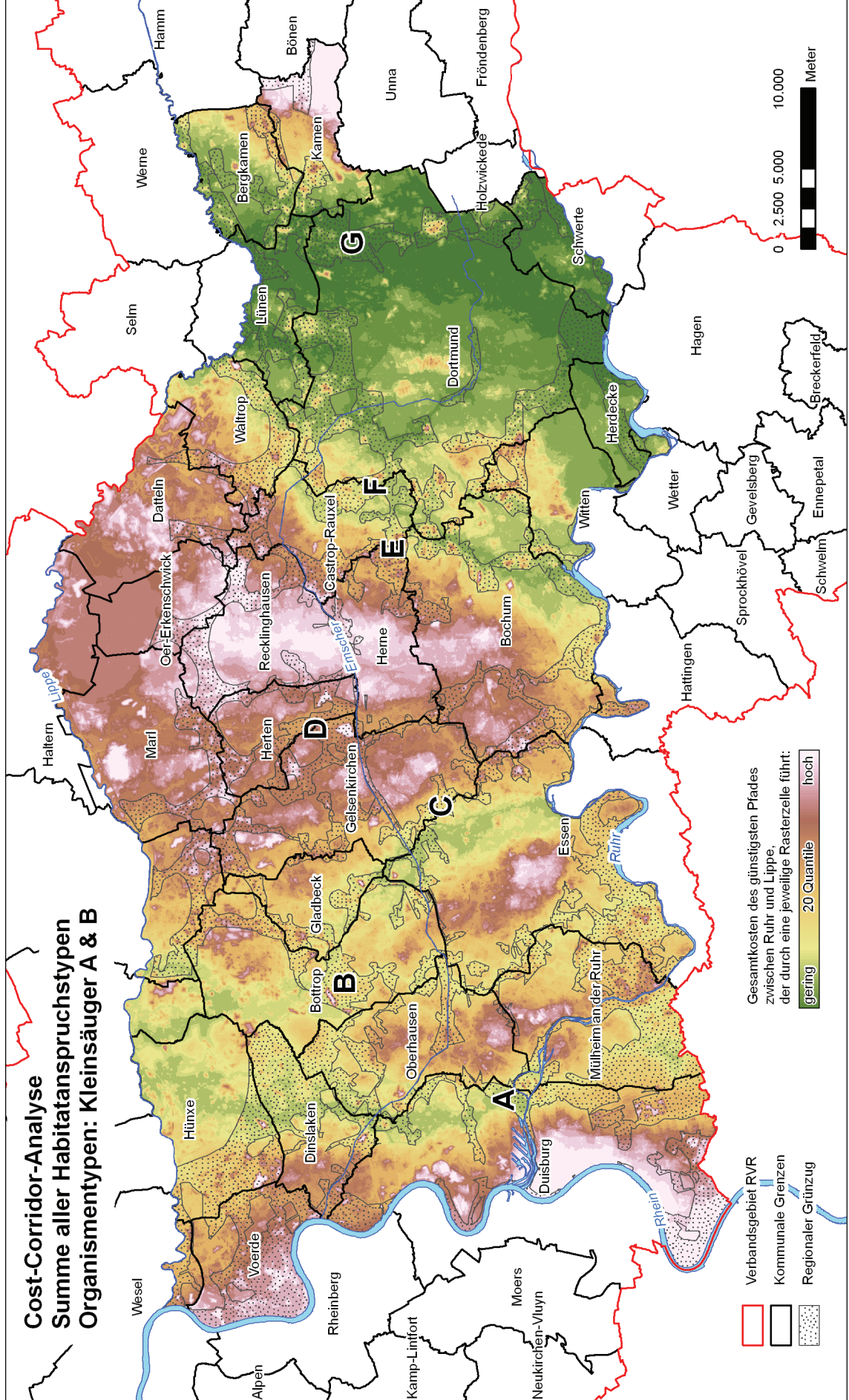


Abb. 74: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen für die Organismientypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“

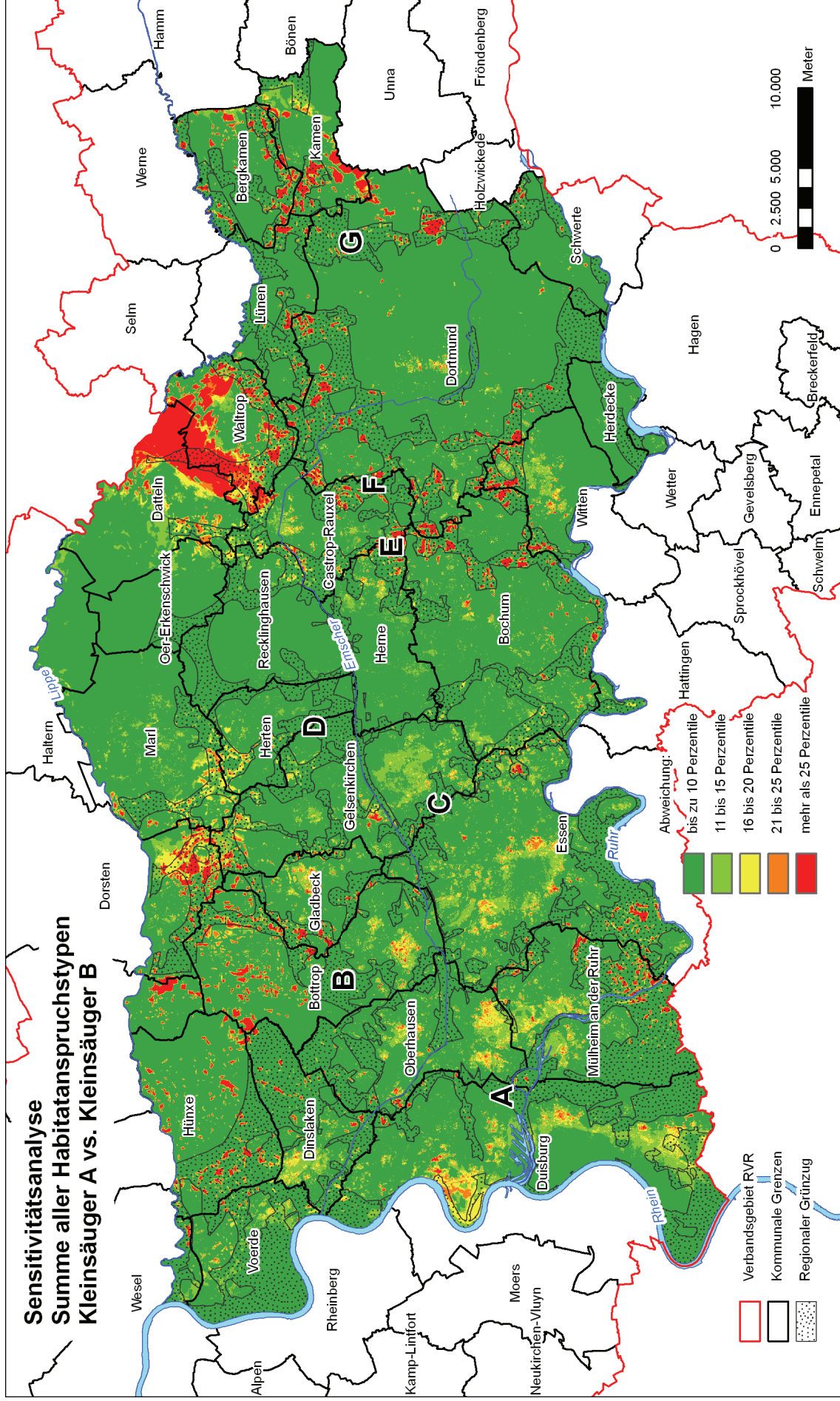


Abb. 75: Analyse des funktionalen Verbundes: Sensitivitätsanalyse über Summen der Analysen für die Organismtypen „Kleinsäuger A“ und „Kleinsäuger B“

5.4 Planungshinweise

„Neben der flächigen Sicherung der Regionalen Grünzüge haben Regional-, Bauleit-, und Landschaftsplanung die grundlegende Aufgabe, die Grünzüge nach Möglichkeit zu vergrößern und damit zu ihrer Durchgängigkeit und Vernetzung im regionalen und lokalen Maßstab beizutragen.“

(Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009: 85)

Im Folgenden werden aus den vorangegangenen Cost-Corridor-Analysen Planungshinweise für einen künftigen Regionalplan Metropole Ruhr des Regionalverbandes Ruhr abgeleitet. Die Planungshinweise erreichen nicht den Konkretisierungsgrad eines fachplanerischen Beitrages zum künftigen Regionalplan Metropole Ruhr. Diese Funktion übernimmt das Freiraumkonzept Metropole Ruhr, welches parallel vom RVR erarbeitet worden ist. Die im Folgenden dargestellten Planungshinweise wurden im Rahmen des von der DBU geförderten Forschungsprojektes „Entwicklung eines urbanen Biotopverbundes im Rahmen des Freiraumkonzeptes Metropole Ruhr“ in den laufenden Erarbeitungsprozess des Freiraumkonzeptes Metropole Ruhr eingebracht.

Im Zuge der Ableitung von Planungshinweisen werden die folgenden Forschungsfragen beantwortet:

- P3a** Welche bisher regionalplanerisch nicht gesicherten Flächen sind für die Regionalen Grünzüge als Freiraum- und Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue bedeutsam?
- P3b** Für welche dieser Flächen erscheint eine Sicherung als Regionaler Grünzug grundsätzlich realisierbar?

Der Entwurf des Landschaftsprogramms, die bestehenden Regionalpläne sowie der Regionale Flächennutzungsplan fordern, das bestehende System der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr zu verbessern bzw. die als Regionaler Grünzug dargestellte Fläche insgesamt auszudehnen (vgl. MURL 1997; Bezirksregierung Arnsberg 2000 & 2004; Bezirksregierung Düsseldorf 1999; Bezirksregierung Münster 2004 sowie Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009).

Der künftige Regionalplan Metropole Ruhr sollte diese Forderung in die Tat umsetzen, Defizite im System der Regionalen Grünzüge beseitigen und so dazu beitragen, die strukturelle und funktionale Konnektivität entlang der Regionalen Grünzüge zu verbessern.

Die Ergebnisse der Analysen des funktionalen Biotopverbundes legen die Notwendigkeit nahe, neben der regionalplanerischen Darstellung zusätzlicher Flächen auch auf die Landnutzung innerhalb der Regionalen Grünzüge einzuwirken. Neben der Beantwortung der Forschungsfragen wird im Folgenden daher auch auf das Aufgabenfeld des Landnutzungsmanagements innerhalb der Regionalen Grünzüge eingegangen.

5.4.1 Defizitanalyse

Die Benennung von künftig zu beseitigenden strukturellen und funktionalen Defiziten des Systems der Regionalen Grünzüge setzt das Bestehen eines entsprechenden Leitbildes bzw. entsprechender Qualitätsziele voraus.

Aus dem Entwurf des Landschaftsprogramms, den bestehenden Regionalplänen der Bezirksregierungen sowie aus dem Regionalen Flächennutzungsplan können nur grundsätzliche Zielvorstellungen abgeleitet werden (vgl. Bezirksregierung Arnsberg 2000 & 2004; Bezirksregierung Düsseldorf 1999 sowie Bezirksregierung Münster 2004). Für das

System der Regionalen Grünzüge existiert kein differenziertes räumliches Leitbild. Weder ist dargestellt, welche Funktionen das gesamte System erfüllen soll, noch existiert eine hieraus abgeleitete Funktionszuweisung an einzelne Teilgebiete. Aus diesem Grund ist es erforderlich, plausible Annahmen in Bezug auf die Planungsziele zu treffen, welche der Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge im Rahmen eines künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr zugrunde liegen werden.

In Bezug auf den hier thematisierten Nord-Süd-Verbund werden die folgenden Planungsziele für das System der Regionalen Grünzüge angenommen:

- Das System der Regionalen Grünzüge soll ohne Unterbrechungen mindestens sieben in Nord-Süd-Richtung verlaufende Korridore sichern.
- Die als Regionale Grünzüge dargestellten Nord-Süd-Korridore sollen eine möglichst hohe Qualität als strukturell zusammenhängende Freiraumkorridore und universelle funktionale Biotopverbundkorridore besitzen.
- Die als Regionale Grünzüge dargestellten Korridore sollen keine Schmalstellen enthalten, die dem Ziel, strukturelle und funktionale Konnektivität im regionalen Maßstab zu gewährleisten, abträglich sein können.
- Die als Regionale Grünzüge dargestellten Korridore sollen an die landesweiten Verbundkorridore entlang des Ruhrtals und der Lippeaue angeschlossen sein.

5.4.1.1 Strukturelle Defizite

Der Untersuchungsraum ist inklusive der beiden Ziel- bzw. Quellflächen 2.062 km² groß, was einem Anteil von ca. 46% am Verbandsgebiet des Regionalverbandes Ruhr entspricht. Innerhalb des Untersuchungsraumes sind aktuell 696 km² (ca. 33%) als Regionaler Grünzug in den Regionalplänen der Bezirksregierungen Düsseldorf, Münster und Arnsberg dargestellt. Von dieser Fläche waren im Gebietsentwicklungsplan des SVR von 1966 bereits 189 km² dargestellt. Demgegenüber sind 55 km² der im Gebietsentwicklungsplan von 1966 ursprünglich dargestellten Regionalen Grünzüge in den aktuellen Regionalplänen der Bezirksregierungen nicht mehr in dieser Darstellungskategorie enthalten.

Das Gros der zusätzlichen Darstellung von Flächen als Regionaler Grünzug liegt außerhalb des Ballungskerns der Metropole Ruhr, während die Aufhebung von Darstellungen ausschließlich die Kernzone betroffen hat (vgl. S. 206 Abb. 78).

Die Cost-Corridor-Analysen bestätigen grundsätzlich die Eigenschaft der dargestellten Regionalen Grünzüge als strukturell verbundene Freiraumkorridore. Die regionalplanerisch gesicherte Flächenkulisse weist jedoch Defizite in Form von Unterbrechungen, Schmalstellen und fehlenden Anschlüssen an die landesweiten Verbundkorridore auf (vgl. S. 194 Tab. 19). Unterbrechungen und Schmalstellen in Regionalen Grünzügen stellen gleichzeitig funktionale Defizite dar, wenn sie durch der funktionalen Konnektivität abträgliche Flächennutzungen im Umfeld der Grünzüge bedingt sind. Die fehlenden Anschlüsse der Regionalen Grünzüge B und E an den landesweiten Verbundkorridor entlang der Lippeaue lassen hingegen nicht zwingend auf funktionale Defizite schließen. Anzunehmen ist, dass die bisherige Regionalplanung nicht den landesweiten Verbundkorridor entlang der Lippeaue, sondern die vergleichsweise „freie“ Landschaft im Norden des Agglomerationsraumes als von den Grünzügen zu erreichendes Zielgebiet betrachtet hat. Aus diesem Grund erreichen die Regionalen Grünzüge B und E die Lippeaue nicht, obwohl sich der Charakter eines Freiraumkorridors bis dorthin fortsetzt.

Defizite in der Flächenkulisse der Regionalen Grünzüge			
Regionaler Grünzug	Unterbrechungen	Schmalstellen	Anschlüsse an den landesweiten Verbund
A	Keine Unterbrechung	Eine Schmalstelle (ca. 200 m breit)	Ruhrtal und Lippeaue
B	Eine Unterbrechung (ca. 800 m)	Mehrere Schmalstellen (ca. 200 bis 300 m breit)	Ruhrtal
C	Eine Unterbrechung (ca. 750 m)	Mehrere Schmalstellen (ca. 100 bis 300 m breit)	Ruhr und Lippeaue
D	Keine Unterbrechung	Mehrere Schmalstellen (ca. 150 bis 300 m breit)	Ruhr und Lippeaue
E	Keine Unterbrechung	Zwei Schmalstellen (ca. 350 m breit)	Ruhrtal
F	Zwei Unterbrechungen (ca. 800 m und ca. 300 m)	Keine Schmalstellen	Ruhr und Lippeaue
G	Eine Unterbrechung (ca. 250 m)	Keine Schmalstellen	Ruhr und Lippeaue

Tab. 19: Defizite in der Flächenkulisse der Regionalen Grünzüge

Der Regionale Grünzug A verfügt über Anschlüsse an die landesweiten Verbundkorridore entlang des Ruhrtals und der Lippeaue. Er ist darüber hinaus an den landesweiten Verbundkorridor entlang des Rheins angebunden. Unbefriedigend ist, dass auf dem Gebiet der Stadt Hünxe der Anschluss des Regionalen Grünzuges an die Lippeaue bisher fehlt. Weiterhin existiert unmittelbar oberhalb des Autobahnkreuzes von A3 und A42 eine nur ca. 200 m breite Schmalstelle.

Der Regionale Grünzug B verfügt über keinen eigenen Anschluss an den landesweiten Verbundkorridor entlang der Lippeaue. Die dargestellte Flächenkulisse weist an vielen Stellen Schmalstellen mit Breiten zwischen 200 und 300 m auf. Der Regionale Grünzug ist weiterhin an einer Stelle über eine Länge von ca. 800 m unterbrochen, sodass kein durchgängiger Korridor gesichert ist. Diese Unterbrechung besteht bereits seit der ersten regionalplanerischen Sicherung durch den Gebietsentwicklungsplan von 1966. Die Länge der Unterbrechung wurde jedoch zwischenzeitlich durch Rücknahme der Darstellung auf einer Teilfläche weiter vergrößert. Die den Grünzug unterbrechenden Flächen werden aktuell als Siedlungs- und Verkehrsflächen genutzt.

Der Regionale Grünzug C verfügt über Anschlüsse zu den landesweiten Verbundkorridoren entlang der Lippeaue und entlang des Ruhrtals. Er weist mehrere Schmalstellen mit Breiten zwischen 200 und 300 m auf. Weiterhin ist der Regionale Grünzug C im Bereich der Stadtgrenze von Bottrop und Gladbeck vor dem Zusammenschluss mit dem Regionalen Grünzug B über eine Länge von ca. 750 m unterbrochen. Die entsprechenden Flächen waren im Gebietsentwicklungsplan von 1966 als Regionaler Grünzug dargestellt (vgl. S. 206 Abb. 78 sowie SVR 1970). Die den Regionalen Grünzug unterbrechenden Flächen werden aktuell – wenn auch nicht vollständig - von einem Gewerbegebiet eingenommen. Weiterhin schneidet an dieser Stelle die Autobahn A2 den Lauf des Regionalen Grünzuges C. Möglicherweise als Ausgleich für die Rücknahme der Darstellung wurden nördlich der

Emscher zwischen den Regionalen Grünzügen C und D zusätzliche Flächen dargestellt. Für diese Flächen wurde eine Bedeutung für die strukturelle Konnektivität ermittelt, die der aktuellen Bedeutung der ehemals gesicherten und heute durch Versiegelung geprägten Flächen an der Stadtgrenze von Bottrop und Gladbeck entspricht. Hierbei ist zu beachten, dass die zu überwindende metrische Distanz entlang der neu dargestellten Flächen deutlich geringer ist. Festzustellen ist, dass der unterbrochene strukturelle Verbundkorridor im Bereich des Regionalen Grünzugs C durch die zusätzlichen Darstellungen nicht erfolgreich neu ausgerichtet wurde.

Der Regionale Grünzug D verfügt über Anschlüsse zu den landesweiten Verbundkorridoren entlang der Lippeaue und entlang des Ruhrtals. Die Flächenkulisse weist an mehreren Stellen Engpässe mit Breiten zwischen 150 und 300 m auf.

Der Regionale Grünzug E verfügt über keinen Anschluss zum landesweiten Verbundkorridor entlang der Lippeaue. Die Flächenkulisse weist zwei Schmalstellen mit Breiten von ca. 350 m auf.

Der Regionale Grünzug F verfügt über Anschlüsse zu den landesweiten Verbundkorridoren entlang der Lippeaue und entlang des Ruhrtals. Die Flächenkulisse weist keine Schmalstellen auf, die mit denen der anderen Grünzüge vergleichbar wären.

Die dargestellte Flächenkulisse des Regionalen Grünzugs F ist auf einer Länge von ca. 800m unterbrochen, sodass kein durchgängiger Korridor gesichert ist. Die Unterbrechung des Regionalen Grünzuges bestand bei der ursprünglichen Darstellung des GEP von 1966 nicht. Der den Grünzug unterbrechende Bereich wird aktuell durch Siedlungs- und Verkehrsflächen eingenommen.

Eine weitere ca. 300m lange Unterbrechung befindet sich in einem seit dem GEP von 1966 zusätzlich dargestellten Korridorteil östlich des ursprünglichen Grünzuges F in der Nähe des Dortmunder NSG Hallerey. Die den Grünzug unterbrechende Fläche wird von der Kreuzung der Autobahn A45 mit der die Hauptbahnhöfe Bochum und Dortmund verbindenden Eisenbahntrasse eingenommen.

Der Regionale Grünzug G verfügt über Anschlüsse zu den landesweiten Verbundkorridoren entlang der Lippeaue und entlang des Ruhrtals. Die Flächenkulisse weist keine Schmalstellen auf, die mit denen der anderen Grünzüge vergleichbar wären.

Die dargestellte Flächenkulisse des Regionalen Grünzuges ist allerdings auf einer Länge von 250 m unterbrochen, sodass regionalplanerisch kein durchgängiger Korridor mehr gesichert ist. Die im GEP von 1966 ursprünglich dargestellte Flächenkulisse wies an dieser Stelle bereits eine Schmalstelle auf - die vollständige Unterbrechung des dargestellten Regionalen Grünzuges ist später durch eine entsprechende Rücknahme der Darstellung entstanden.

5.4.1.2 Funktionale Defizite

Die dargestellten Grünzüge sollen nicht nur die Eigenschaft strukturell zusammenhängender Freiraumkorridore haben, sondern gleichzeitig universelle funktionale Biotopverbundkorridore darstellen (vgl. LÖBF 1999 sowie Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr 2009: 84).

Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes bestätigen grundsätzlich die Eigenschaft der dargestellten Regionalen Grünzüge als zusammenhängende Freiraumkorridore. Günstigste funktionale Korridore weisen jedoch erhebliche Abweichungen von der Flächenkulisse der dargestellten Regionalen Grünzüge auf. Die Verläufe günstigster funktionaler Korridore zeigen – insbesondere in Abhängigkeit der angenommenen Habitatansprüche der ökologischen Anspruchstypen - zudem deutliche

Unterschiede, sodass die Aggregation aller Analyseergebnisse zu universellen funktionalen Korridoren fragwürdig erscheint (vgl. Kap. 5.3.5)

Wo Korridore des funktionalen Biotopverbundes die größtenteils regionalplanerisch bereits gesicherten Freiraumkorridore verlassen, besitzen die Freiraumkorridore eine geringere Habitatqualität bzw. einen höheren Matrixwiderstand als ihre Umgebung. Neben den im Vorangegangenen bereits thematisierten Unterbrechungen und Schmalstellen ist hierfür die Art der Flächennutzung innerhalb der dargestellten Regionalen Grünzüge ursächlich.

Die dargestellten Regionalen Grünzüge bestehen nach der Satellitenbildklassifikation des ZFL zu 32,14% und nach der Luftbildkartierung des RVR zu 28,46% aus Acker- bzw. Acker- und Erwerbsgartenbauflächen (vgl. S. 125f Tab. 11 & 12). Ackerflächen besitzen für die meisten Tierarten keine Habitatqualität. Für bestimmte Tierarten (vgl. Kap. 4.3.3 - Organismtypen „Amphibie“ und „Kleinsäuger A“) sind Ackerflächen sogar als Matrixwiderstände zu bezeichnen. Eine umliegende aufgelockerte Bebauung kann für die meisten Arten mehr Habitatqualität bereitstellen als eine ausgeräumte Agrarlandschaft, die durch große zusammenhängende Ackerflächen geprägt ist. Großflächig zusammenhängende Ackerflächen innerhalb von Regionalen Grünzügen stellen damit funktionale Defizite dar.

Die Korridore von auf Wald- bzw. Offenlandhabitatspezialisierten ökologischen Anspruchstypen verlassen die Kulisse der Regionalen Grünzüge auch in Gebieten, die nicht durch großflächig zusammenhängende Ackerflächen gekennzeichnet sind. Große zusammenhängende Waldflächen stellen Hindernisse für die Ausbreitung von Offenlandbewohnern dar, während große zusammenhängende Offenlandbereiche Hindernisse für Wald bewohnende Tierarten bilden. Wird ein Gebiet innerhalb eines Freiraumkorridors durch Wald oder Offenland dominiert, so kann eine umliegende aufgelockerte Bebauung für Arten mit Habitatansprüchen, die im Grünzug nicht erfüllt werden, mehr Habitatqualität bereitstellen.

Bereiche Regionaler Grünzüge, die ausschließlich einem Habitatanspruchstyp entsprechen, weisen ein funktionales Defizit für alle Tierarten mit inkompatiblen Habitatansprüchen auf. Sie entsprechen damit nicht der Modellvorstellung eines universellen funktionalen Biotopverbundkorridors.

Die Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr werden intensiv von Verkehrsinfrastruktur durchzogen. Der Flächenanteil von Autobahnen ist nach der Luftbildkartierung des RVR innerhalb der Regionalen Grünzüge sogar höher als außerhalb.

Soweit sie nicht bspw. durch eine Brückenlage überwindbar sind, stellen Autobahnen Ausbreitungsbarrieren für alle matrixgebundenen Tierarten dar. Sie wirken zusätzlich als Senken, wenn Individuen durch Kollision mit Fahrzeugen getötet werden.

Soweit die Integrität von Barrierestrukturen wie Autobahnen oder anderen stark befahrenen Straßen nicht durch Brückenlagen oder sonstige Durchlässe durchbrochen ist, stellen derartige Barrierestrukturen Defizite für den funktionalen Verbund aller matrixgebundenen Organismtypen dar. Funktionale Biotopverbundkorridore verlassen die Regionalen Grünzüge, soweit diese durch eine Barrierestruktur unterbrochen sind, die außerhalb des Grünzuges umgangen bzw. leichter überwunden werden kann.

Folgt eine Autobahn dem Verlauf eines Regionalen Grünzuges, so isoliert sie dessen Teilflächen voneinander und mindert so seine effektive Breite (vgl. bspw. den Verlauf der A 43 in Grünzug E).

5.4.2 Ausdehnung der Regionalen Grünzüge

Die Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge im künftigen Regionalplan Metropole Ruhr wird primär über eine Ausdehnung der Fläche der entsprechenden Vorranggebiete erfolgen. Auf den neu dargestellten Flächen werden hierdurch Änderungen der Nutzungen, die der Vorrangfunktion als Regionaler Grünzug entgegenstehen, ausgeschlossen. Durch die Festsetzung als Vorranggebiet wird jedoch die bestehende Flächennutzungsstruktur der Gebiete nicht verändert. Auf einer bereits baulich genutzten Gewerbefläche lässt sich durch die Darstellung als Regionaler Grünzug alleine kein Wald oder Grünland entwickeln.

Die Darstellung von Regionalen Grünzügen als Vorranggebiete wird in den aktuellen Regionalplänen ausschließlich dazu genutzt, größere zusammenhängende Freiraumbereiche vor baulicher Inanspruchnahme zu schützen. Dargestellt ist bisher nur, was auch großflächig Freiraum ist. Die Festsetzung von Vorranggebieten, deren aktuelle Flächennutzung der Vorrangnutzung entgegensteht, erscheint zwar grundsätzlich denkbar, ist jedoch bislang nicht erprobt.

Mit den durchgeführten Cost-Corridor-Analysen wurde die Bedeutung von Flächen für den strukturellen bzw. funktionalen Verbund ermittelt. Die Gebiete innerhalb der ermittelten günstigsten Korridore haben eine hohe Bedeutung für den strukturellen bzw. funktionalen Nord-Süd-Verbund auf der regionalen Ebene. Die Ergebnisse der Analysen stellen damit eine Anspruchsgrundlage des Naturschutzes- und der Landschaftspflege in Bezug auf die innerhalb der ermittelten Korridore liegenden Gebiete dar.

Bei diesen Gebieten handelt es sich jedoch nicht nur um Flächen, die aktuell Freiraum sind. Es liegen auch Gebiete innerhalb der günstigen Korridore, deren aktuelle Flächennutzung den Belangen des strukturellen- bzw. funktionalen Biotopverbundes entgegensteht.

Aus Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege ergeben sich die folgenden fachplanerischen Forderungen:

- Bestehende Unterbrechungen und Schmalstellen der Regionalen Grünzüge sind durch zusätzliche Darstellungen zu beseitigen.
- Innerhalb günstiger Korridore liegende Gebiete sind als Regionale Grünzüge zu schützen und - insbesondere im Zuge der Landschaftsplanung - zu entwickeln.
- Bestehen innerhalb neu auszuweisender Gebiete bereits Flächennutzungen, die der Vorrangfunktion als Regionaler Grünzug grundsätzlich entgegenstehen, sind ihre negativen Wirkungen soweit wie möglich zu mindern. Verbleibende erhebliche Beeinträchtigungen des strukturellen bzw. funktionalen Verbundes müssen langfristig durch eine entsprechende Nutzungsänderung beseitigt werden.
- Soweit die Darstellung von Regionalen Grünzügen entlang günstigster Korridore aufgrund langfristig unabänderlicher, entgegenstehender Flächennutzungen nicht sinnvoll erscheint, müssen Regionale Grünzüge an anderer Stelle dargestellt und die Korridore entsprechend verlagert werden. Die Verlagerung günstigster Korridore in dargestellte Regionale Grünzüge ist jedoch kein Automatismus. Sie muss durch eine entsprechende Verbesserung der Habitatfunktion bzw. durch Beseitigung von Matrixwiderständen entlang des designierten Korridors erfolgen.

Als Ergebnis der durchgeführten Cost-Corridor-Analysen können Räume abgegrenzt werden, deren Darstellung als Regionaler Grünzug aus naturschutzfachlicher Sicht grundsätzlich sinnvoll erscheint. Ob ein bestehendes Defizit eines Regionalen Grünzuges durch zusätzliche Darstellung oder durch die Optimierung der Flächennutzungsstruktur auf bereits als Regionaler Grünzug dargestellten Flächen beseitigt wird, bleibt jedoch eine planerisch zu treffende Entscheidung.

Um Eignungsräume abzugrenzen, deren Darstellung als Regionaler Grünzug auf Basis der durchgeführten Analysen grundsätzlich sinnvoll erscheint, wurden die Analyseergebnisse aggregiert und anhand von Interpretationsräumen klassifiziert (vgl. Kap. 4.4.3 & 4.4.4).

5.4.2.1 Interpretation der Analyseergebnisse

Zur Darstellung eines aus mehreren Korridoren bestehenden Systems Regionaler Grünzüge ist es notwendig, die Bewertung der Funktion einer jeden betrachteten Rasterzelle nicht wie in der bisherigen Darstellung der Ergebnisse (vgl. Kap. 5.2 & 5.3) in Relation zum gesamten Untersuchungsgebiet, sondern in Relation zu kleineren Interpretationsräumen vorzunehmen. Die aggregierten Ergebnisse der Analysen des strukturellen sowie des funktionalen Verbundes wurden daher jeweils in Bezug auf kommunale Interpretationsräume sowie in Bezug auf manuell abgegrenzte Interpretationsräume klassifiziert.

Die Klassifikation anhand von kommunalen Interpretationsräumen stellt die auf dem Gebiet einer Kommune für den Nord-Süd-Verbund wichtigsten Flächen dar. Das Ergebnis macht jedoch deutlich, dass diese Herangehensweise nicht überall zur Darstellung von zusammenhängenden Korridoren führt (vgl. S. 207 Abb. 79 & S. 209 Abb. 81). Im Falle von Dortmund wird auf diese Weise bspw. ausschließlich der im östlichen Stadtgebiet verlaufende Grünzug G dargestellt. Da die dem Grünzug F zuzuordnenden Flächen im westlichen Stadtgebiet wesentlich höhere Kostenwerte haben (bzw. der „Passweg“ in der farbplastischen Gebirgsdarstellung auf einer höheren „Höhenstufe“ liegt), spielt der Grünzug F im Rahmen eines kommunalen Interpretationsraumes eine dem Grünzug G gegenüber untergeordnete Rolle.

Derartige Effekte der Dateninterpretation im kommunalen Zusammenhang entsprechen nicht dem planerischen Erfordernis der Darstellung verschiedener durchgängiger Korridore. Die Ergebnisse der Dateninterpretation mittels kommunaler Interpretationsräume werden daher im Rahmen der folgenden Ableitung von Planungshinweisen nicht verwendet.

Die Klassifikation anhand von manuell abgegrenzten Interpretationsräumen ermittelt die in Bezug auf den jeweiligen Interpretationsraum wichtigsten Flächen. Damit stellen die manuell abgegrenzten Interpretationsräume eine normative planerische Entscheidung dar: Das Untersuchungsgebiet wird in Teilräume gegliedert, innerhalb derer die aktuell günstigste Nord-Süd Verbindung ermittelt wird (vgl. Kap. 4.4.4).

Die manuelle Abgrenzung von Interpretationsräumen ermöglicht es, die „Höhenstufen“ der verschiedenen „Passwege“ der Cost-Corridor-Analysen anzugleichen und alle „Passwege“ auf der untersten „Höhenstufe“, d. h. als „grüne Täler“, darzustellen. Das Ergebnis entspricht dem planerischen Erfordernis der Darstellung verschiedener durchgängiger Korridore und ist daher zur Ableitung von Planungshinweisen geeignet (vgl. S. 208 Abb. 80 & S. 210 Abb. 82).

5.4.2.2 Eignungsräume

Auf Basis der Ergebnisse der Analysen des strukturellen sowie des funktionalen Verbundes wird zunächst ein Suchraum zur Erweiterung der Regionalen Grünzüge abgegrenzt. Der Suchraum beinhaltet die jeweils 25 günstigsten Perzentile der auf Basis manueller Interpretationsräume klassifizierten Ergebnisse (vgl. S. 211 Abb. 83). Teile dieses Suchraumes sind noch nicht als Regionaler Grünzug dargestellt. Hierdurch ist die Forschungsfrage P3a beantwortet.

Innerhalb der Suchraumkulisse wurden Eignungsräume zur Erweiterung der Regionalen Grünzüge bestimmt (vgl. S. 212 Abb. 84). Hierbei handelt es sich um Flächen, die noch nicht als Regionaler Grünzug dargestellt sind und deren aktuelle Flächennutzung einer Darstellung

als Regionaler Grünzug unter den getroffenen Prämissen (vgl. Kap. 4.6.3) nicht grundsätzlich entgegensteht.

Es ist davon auszugehen, dass die Ausdehnung der Regionalen Grünzüge - insb. in der Kernzone der Metropole Ruhr – an vielen Stellen nicht konfliktfrei möglich sein wird. An Unterbrechungs- und Schmalstellen der Regionalen Grünzüge finden sich regelmäßig angrenzende Flächennutzungen, die einer Ausdehnung des Regionalen Grünzuges bzw. der Schließung der Unterbrechungen entgegenstehen. Es ist Aufgabe der Regionalplanung, derartige Raumnutzungskonflikte langfristig zu lösen. Bei der Abgrenzung der Eignungsräume wurden daher Prämissen getroffen, die es erlauben, dass auch solche Gebiete in Eignungsräumen enthalten sind, die einen wesentlich geringeren Freiraumanteil haben als die bestehenden Regionalen Grünzüge.

Die ermittelten Eignungsräume haben eine Gesamtfläche von ca. 476 km². Sie enthalten auch kleinere, nicht als Freiraum klassifizierte Bereiche unterhalb des regionalplanerischen Darstellungsmaßstabes.

Die aktuelle Flächennutzung der Eignungsräume entspricht daher nicht derjenigen der bisher als Regionale Grünzüge dargestellten Freiraumkorridore, sondern enthält wesentlich mehr baulich genutzte Flächen. Der Vergleich zwischen der Flächennutzungsstruktur der bestehenden Regionalen Grünzüge und der Flächennutzungsstruktur der ermittelten Eignungsräume zeigt erhebliche Unterschiede, welche insb. aus der Lage der funktionalen Biotopverbundkorridore resultieren (vgl. Tab 20; S. 212 Abb. 84):

Die ermittelten Eignungsräume enthalten wesentlich mehr durch Versiegelung geprägte Flächen (ca. 25,74% gegenüber 9,65%) und weisen einen deutlich geringeren Freiraumanteil auf (74,26% gegenüber 90,35%). In Bezug auf die Art des Freiraumes innerhalb der Eignungsräume fällt der vergleichsweise hohe Anteil nicht landwirtschaftlich genutzter Grünflächen auf (25,03% gegenüber 15,10%). Auch der Brachflächenanteil der Eignungsräume ist wesentlich größer als der der bisher dargestellten Regionalen Grünzüge (6,62% gegenüber 3,02%).

Vergleich der Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes, der Regionalen Grünzüge sowie der ermittelten Eignungsräume auf Basis der modifizierten Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR						
Flächennutzung	Im gesamten Untersuchungsgebiet (ca. 2.062 km²)		Innerhalb der Regionalen Grünzüge (ca. 696 km²)		Eignungsräume zur Erweiterung der Regionalen Grünzüge (ca. 476 km²)	
Bebaute Flächen mit hohem Versiegelungsgrad (>80%)	6,04%	32,39%	0,52%	9,65%	2,07%	25,74%
Bebaute Flächen mit mittlerem Versiegelungsgrad (40-80%)	9,21%		1,15%		7,23%	
Bebaute Flächen mit geringem Versiegelungsgrad (<40%)	7,77%		3,45%		8,27%	
Autobahnen und Brücken über Autobahnen	0,71%		0,83%		0,64%	
Sonstige Verkehrsflächen	8,67%		3,71%		7,64%	
Brachflächen	3,83%	67,61%	3,02%	90,35%	6,62%	74,26%
Deponien, Halden, Ablagerungs- und Lagerflächen	2,71%		1,24%		1,18%	
Wasserflächen	1,81%		2,70%		1,75%	
Nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	17,67%		15,10%		25,03%	
Ackerflächen und Erwerbsgartenbauflächen	16,60%		28,46%		14,94%	
Grünlandflächen	9,83%		16,88%		9,28%	
Waldflächen	15,16%		22,94%		15,45%	

Tab. 20: Vergleich der Flächennutzungsstruktur des Untersuchungsraumes, der Regionalen Grünzüge, sowie der ermittelten Eignungsräume auf Basis der modifizierten Realnutzungskartierung (2005/2006) des RVR

Die Eignungsräume stellen Flächen dar, deren zusätzliche Darstellung als Regionaler Grünzug grundsätzlich zur Lösung bestehender struktureller und funktionaler Defizite geeignet ist, was die Forschungsfrage P3b beantwortet. Mit der Darstellung der

Eignungsräume (vgl. S. 212 Abb. 84) ist jedoch nicht die Planungsempfehlung verbunden, die gesamte Kulisse in einem künftigen Regionalplan Metropole Ruhr tatsächlich als Regionaler Grünzug darzustellen.

5.4.3 Änderung von Landnutzungen

Die Regionalen Grünzüge sollen sowohl die strukturelle als auch die funktionale Nord-Süd-Konnektivität auf regionaler Ebene sichern (vgl. LÖBF 1999). Die ermittelten funktionalen Biotopverbundkorridore weichen jedoch an zahlreichen Stellen erheblich von den dargestellten Regionalen Grünzügen ab. Statt den Regionalen Grünzügen – und damit den strukturell verbundenen Freiraumkorridoren – zu folgen, verlaufen die Korridore teilweise durch Gebiete, deren aktuelle Flächennutzungsstruktur einem Vorranggebiet „Regionaler Grünzug“ entgegensteht.

Der Grund für das Ausscheren der funktionalen Biotopverbundkorridore aus den Regionalen Grünzügen ist, dass die Flächennutzungsstruktur innerhalb der Regionalen Grünzüge den Anforderungen eines funktionalen Biotopverbundkorridors gebietsweise in geringerem Maße entspricht als die angrenzende Flächennutzungsstruktur außerhalb der Regionalen Grünzüge. Hier wird davon ausgegangen, dass in der Optimierung der Flächennutzungsstruktur innerhalb der bestehenden Regionalen Grünzüge wesentlich leichter zu realisierende Handlungspotentiale zur Verbesserung des funktionalen Biotopverbundes liegen als in der zusätzlichen Darstellung und Entwicklung günstiger funktionaler Biotopverbundkorridore außerhalb der Regionalen Grünzüge.

Neben einer Ausdehnung der Regionalen Grünzüge ist daher auch eine entsprechende Veränderung von Landnutzungen innerhalb der dargestellten Regionalen Grünzüge angezeigt. Hierfür ergeben sich aus der funktionalen Defizitanalyse die folgenden Planungshinweise:

- Große zusammenhängende Ackerflächen stellen Ausbreitungsbarrieren innerhalb der Regionalen Grünzüge dar. Ihre negative Wirkung sollte durch die Anlage von Verbindungselementen sowie durch die Umwandlung bisheriger Ackerflächen in Wald oder Grünland beseitigt werden.
- Um die Funktion eines universellen Verbundkorridors zu erfüllen, müssten die Regionalen Grünzüge eine entsprechende kleinräumige Habitatvielfalt bieten. Entspricht ein Regionaler Grünzug gebietsweise ausschließlich einem Habitatanspruchstyp, so kann sich hieraus eine Ausbreitungsbarriere für Arten mit widersprechenden Habitatansprüchen ergeben. Planerisches Ziel muss es daher sein, die Habitatvielfalt von großen zusammenhängende Wald oder Grünlandbereiche zu diversifizieren.
- Die Regionalen Grünzüge werden intensiv von linearen Barrieren, insb. Autobahnen und sonstigen vielbefahrenen Straßen, durchzogen. Die Barrierewirkung dieser Elemente muss durch geeignete Maßnahmen (Grünbücken und Gründurchlässe) soweit wie möglich gemindert werden.

In der Literatur finden sich keine differenzierten und gut begründeten Aussagen in Bezug auf die angemessene Breite von Korridoren (vgl. Kap. 3.1.2.3). Reck et al. (2005: 19) bezeichnen Breiten von überregionalen Lebensraumkorridoren eines nach Habitatanspruchstypen spezialisierten bundesweiten Biotopverbundkonzeptes zwischen 400 und 4.000 Meter als „zielführend“. Universelle Biotopverbundkorridore müssen jedoch gleichzeitig eine möglichst große Vielfalt an Habitatansprüchen befriedigen. Ihre Korridorbreite müsste daher deutlich oberhalb der von spezialisierten Korridoren liegen. Offensichtlich ist, dass es in Bezug auf Korridorbreiten keine natürlichen Schwellenwerte gibt, ab der ein Korridor funktionsfähig ist. Stattdessen ist davon auszugehen, dass die Qualität eines Korridors bei steigender Breite mit abnehmendem Grenznutzen zunimmt.

Ohne an dieser Stelle die in der Fachliteratur grundsätzlich offene Frage nach der angemessenen Breite funktionaler Biotopverbundkorridore klären zu können, lässt sich

feststellen, dass die Breite der Regionalen Grünzüge an vielen Stellen für die Entwicklung universeller Biotopverbundkorridore sicherlich unzureichend ist. Die bestehende Nutzungsstruktur in der Umgebung der Grünzüge - insb. in der Kernzone der Metropole Ruhr - lässt jedoch eine erhebliche Steigerung der Breiten bestehender Regionaler Grünzüge unrealistisch erscheinen.

Vor diesem Hintergrund erscheint eine Abkehr vom Ziel der Einrichtung universeller funktionaler Biotopverbundkorridore entlang der Regionalen Grünzüge sinnvoll. Eine Spezialisierung der bestehenden Regionalen Grünzüge auf bestimmte Habitatanspruchstypen würde die Errichtung eines funktionalen Verbundkorridors entlang der abschnittsweise weniger als 300 m breiten Grünzüge wesentlich erleichtern. In diesem Fall müssten die verbleibenden Schmalstellen innerhalb der Korridore entsprechend dem primären Habitatanspruchstyp des Korridors entwickelt werden, während an Stellen ausreichender Korridorbreite eine größere Habitatvielfalt beibehalten werden könnte.

Die Änderung von Landnutzungen wie bspw. die Umwandlung von Acker in Grünland, gehört nicht zu den Inhalten der Regionalplanung (vgl. § 7 ROG). In Nordrhein Westfalen erfüllen Regionalpläne jedoch gleichzeitig die Funktion von Landschaftsrahmenplänen sowie die Funktion von Forstlichen Rahmenplänen. Sie stellen gem. § 19 Abs. 2 Satz 2 LPIG „regionale Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung des Naturschutzes und der Landschaftspflege (Landschaftsrahmenplan) und zur Sicherung des Waldes (Forstlicher Rahmenplan) dar.“ Ein künftiger Regionalplan Metropole Ruhr wird im Rahmen dieser beiden primär integrierten Fachpläne regionale Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege darstellen, die an die land- und forstwirtschaftliche Flächennutzung innerhalb der Regionalen Grünzüge gerichtet sind.

Im Rahmen eines integrierten Regionalmanagements kann der Regionalverband Ruhr neben dem Instrument der „staatlichen Regionalplanung“ auch im Rahmen seiner sonstigen Verbandsaufgaben auf die Entwicklung der Regionalen Grünzüge einwirken:

- Zu seinen Pflichtaufgaben gehört gem. § 4 Abs. 1 des Gesetzes über den Regionalverband Ruhr die Sicherung und Weiterentwicklung von Verbandsgrünflächen, d. h. von Grün-, Wasser-, Wald- und sonstigen von der Bebauung freizuhaltenen Flächen mit überörtlicher Bedeutung für die Erholung und zur Erhaltung eines ausgewogenen Naturhaushaltes. Eine weitere Verbandsaufgabe besteht in der Fortführung und Weiterentwicklung des Emscher Landschaftsparks.
- Auf Antrag einer oder mehrerer Mitgliedskörperschaften kann der Verband gem. § 4 Abs. 3 des Gesetzes über den Regionalverband Ruhr Landschaftspläne erarbeiten sowie Maßnahmen zur Entwicklung, Pflege und Erschließung der Landschaft übernehmen. Selbst ohne die Bereitstellung entsprechender Finanzmittel lässt sich die Verbundqualität entlang der Regionalen Grünzüge – entsprechende fachplanerische Aussagen vorausgesetzt - im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen sichern und entwickeln (vgl. Wolfart et al. 2006). Der RVR könnte – auf Antrag der Mitgliedskörperschaften – die Entwicklung der Regionalen Grünzüge auch im Rahmen eines regionalen Ökokontos betreiben.⁷

⁷ Ein ähnliches Vorgehen findet sich beim Planungsverband Ballungsraum Frankfurt / Rhein-Main (vgl. HMULV 2005): Die Hessische Kompensationsverordnung normiert den Vorrang bestimmter „erwünschter Maßnahmen“, wodurch eine strategische Lenkung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in naturschutzfachlich zu schützende und zu entwickelnde Gebiete erfolgt. Zu diesen „erwünschten Maßnahmen“ gehört auch die Umsetzung von Maßnahmen des Regionalparks Rhein-Main und damit die Entwicklung eines regionalen Freiraum- und Biotopverbundsystems in einem mit der Metropole Ruhr vergleichbaren

5.4.4 Planungshinweise am Beispiel

„Was auch geredet wird, frage nach den daraus folgenden Entscheidungen.“

(Maurer 1995: 14)

Im Folgenden werden die im Vorangegangenen dargestellten Planungshinweise beispielhaft konkretisiert. Als Beispiel wurde der Bereich um die Unterbrechungsstelle des Regionalen Grünzuges G zwischen Dortmund Brackel und Dortmund Asseln ausgewählt (vgl. Abb. 76; S. 204 Abb. 77 & S. 213 Abb. 85).

5.4.4.1 Beispiel

Im Gebietesentwicklungsplan des SVR von 1966 wies der Regionale Grünzug G an der Stelle der heutigen Unterbrechung bereits eine Schmalstelle auf. Im Rahmen folgender Novellierungen des Gebietesentwicklungs- bzw. Regionalplanes wurde die Festsetzung des Vorranggebietes „Regionaler Grünzug“ an der Schmalstelle aufgehoben, sodass der Grünzug heute über eine Länge von ca. 250 m vollständig unterbrochen ist. Die den Regionalen Grünzug trennende Fläche ist im aktuellen Regionalplan der Bezirksregierung Arnsberg als „Gewerbe- und Industrieansiedlungsbereich“ und im Flächennutzungsplan der Stadt Dortmund als Gewerbegebiet gem. § 8 BauNVO dargestellt (vgl. Abb. 76).

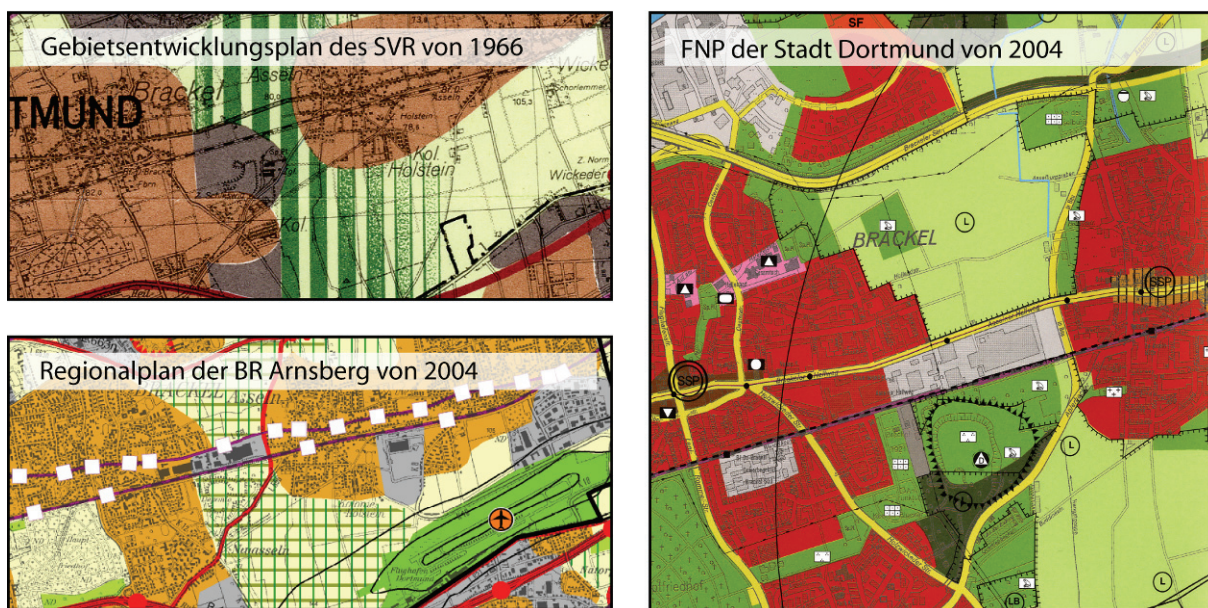


Abb. 76: Unterbrechung des Regionalen Grünzuges G zwischen Dortmund Brackel und Dortmund Asseln (vgl. SVR 1970; BR Arnsberg 2004; Stadt Dortmund 2004)

Die Fläche wird von der Firmenzentrale sowie dem größten Warenverteilzentrum der „REWE Dortmund Großhandel eG“ (Lagerfläche ca. 74.000 m²) eingenommen (vgl. Website REWE Dortmund; S. 204 Abb. 77). Mit Ausnahme eines ca. 50 m schmalen Grünstreifens im Osten der Gewerbefläche (vgl. Abb 85: Fotostandort 4) ist das Gewerbegebiet fast vollständig versiegelt. Der Firmensitz der „REWE Dortmund Großhandel eG“ liegt an der Straße „Asselner Hellweg“, welche den Grünzug unmittelbar nördlich des Gewerbegebietes quert. Durch die Funktion als Warenverteilzentrum für die REWE-Einzelhandelsmärkte des Ruhrgebietes wird auf dem Asselner Hellweg ein erheblicher Lkw-Verkehr generiert.

Agglomerationsraum. Die entsprechenden Maßnahmen werden vom Planungsverband Ballungsraum Frankfurt / Rhein-Main projektiert und über eine „Öko-Agentur“ des Landes im Rahmen eines Ökokontos vermarktet bzw. refinanziert.

Unmittelbar südlich des Gewerbegebietes wird der Grünzug von einer Eisenbahntrasse gequert.



Abb. 77: REWE-Warenverteilzentrum (Luftbild © Google 2007; AeroWest 2009)

Der Regionale Grünzug G ist damit funktional und strukturell unterbrochen: Die ermittelten funktionalen Biotopverbundkorridore sämtlicher Anspruchstypen verlaufen nicht durch das den Regionalen Grünzug G trennende Gewerbegebiet, sondern durch die westlich bzw. östlich angrenzenden Ortslagen von Dortmund Brackel und Dortmund Asseln. Gleiches gilt für die Ergebnisse der Analysen des strukturellen Freiraumverbundes mit den drei stärker gespreizten Kostenskalen (vgl. Abb. S. 268ff 86 bis 100 sowie S. 138ff Abb. 40; 42 & 43).

Südlich des REWE-Warenverteilzentrums und damit innerhalb der dargestellten Fläche des Regionalen Grünzuges liegt die von ThyssenKrupp Stahl betriebene Deponie Schleswig, welche aktuell unter der Überschrift „Neues Freizeitangebot am Stadtrand Dortmund“ rekultiviert wird. Die Rekultivierungsmaßnahmen werden zur Verbesserung der strukturellen und funktionalen Konnektivität des Grünzuges G beitragen.

Der Regionale Grünzug G ist sowohl nördlich als auch südlich der Unterbrechung durch große zusammenhängende Ackerbereiche geprägt. Diese Ackerbereiche erfüllen zwar die Anforderungen eines strukturellen Freiraumverbundes, können jedoch nur sehr wenigen Arten als Lebensraum dienen. Die ermittelten funktionalen Biotopverbundkorridore sämtlicher Anspruchstypen verlaufen in diesen Bereichen ebenfalls nicht durch den dargestellten Regionalen Grünzug G, sondern durch die westlich bzw. östlich angrenzenden Ortslagen von Dortmund Brackel und Dortmund Asseln.

5.4.4.2 Planungshinweise

Die Unterbrechung eines Regionalen Grünzuges durch ein nahezu vollständig versiegeltes Gewerbegebiet erscheint weder aus naturschutzfachlicher noch aus regionalplanerischer Sicht sinnvoll. Langfristiges Planungsziel müsste es sein, die Trennung des Regionalen Grünzuges rückgängig zu machen, indem das Gewerbegebiet entsiegelt und in Wald oder Offenland umgewandelt wird.

Die Verbindung der Teile des Regionalen Grünzuges durch Entsiegelung und Renaturierung des realisierten Gewerbegebietes liegt aller Voraussicht nach außerhalb des zeitlichen Planungshorizontes des künftigen Regionalplans Metropole Ruhr. Falls dieses Ziel zu erreichen ist, dann nur langfristig. Da unklar ist, wann bzw. ob das bestehende Gewerbegebiet entfernt werden kann, ist es sinnvoll, eine alternative Verbindung der aktuell von einander getrennten Teile des Regionalen Grünzuges G zu schaffen. Die alternative Verbindung beider Teile des Regionalen Grünzuges G müsste durch einen der Dortmunder Ortsteile Brackel oder Asseln verlaufen.

Unabhängig davon, ob bzw. wann das bestehende Gewerbegebiet in Wald oder Offenland umgewandelt werden kann, ist der verbleibende 50 m schmale Grünstreifen im Osten des Gewerbegebietes zu sichern. Er stellt die letzte verbliebene strukturelle Verbindung zwischen den Teilen des Regionalen Grünzuges G dar. Seine Verbindungsfunktion kann verbessert werden, indem die Barrierewirkungen des Asselner Hellwegs sowie der südlich gelegenen Eisenbahntrasse durch entsprechende Querungshilfen durchbrochen werden.

Die Habitatfunktion der großen zusammenhängenden Ackerflächen nördlich und südlich der Unterbrechungsstelle sollte durch Nutzungswandlung in Wald oder Grünland bzw. durch Anreicherung mit Strukturelementen verbessert werden.

5.4.5 Zwischenfazit

Bislang existiert für das System der Regionalen Grünzüge kein differenziertes räumliches Leitbild. Im Rahmen der Erarbeitung eines naturschutzfachlichen Planungsbeitrages für den künftigen Regionalplan Metropole Ruhr muss definiert werden, welche Funktionen das gesamte System der Regionalen Grünzüge erfüllen soll und welche Funktionszuweisungen sich hieraus für einzelne Teilgebiete ableiten.

Das System der Regionalen Grünzüge dient u. a. der Sicherung der strukturellen und funktionalen Nord-Süd-Konnektivität zwischen Ruhrtal und Lippeaue (vgl. LÖBF 1999).

Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen zeigen, dass die bestehenden Regionalen Grünzüge grundsätzlich die Qualität strukturell verbundener Freiraumkorridore besitzen. Bestehende Unterbrechungen, Schmalstellen und teilweise mangelhafte Anschlüsse an die landesweiten Verbundkorridore machen deutlich, wo die Sicherung der strukturellen Konnektivität durch das System der Regionalen Grünzüge noch verbesserungsbedürftig ist.

Günstige Korridore des funktionalen Biotopverbundes liegen jedoch in vielen Bereichen außerhalb der regionalplanerisch gesicherten Freiraumkorridore und innerhalb bebauter Gebiete. Im Gegensatz zum strukturellen Freiraumverbund ist damit der funktionale Biotopverbund aktuell nicht durch die Darstellung der Regionalen Grünzüge gesichert.

Im Rahmen der Erstellung eines Regionalplanes Metropole Ruhr bzw. im Rahmen eines integrierten Regionalmanagements ergeben sich für den Regionalverband Ruhr die folgenden drei Handlungsfelder:

1. Die Kulisse der Regionalen Grünzüge muss in einer Art und Weise ergänzt werden, die gewährleistet, dass Defizite durch Unterbrechungen, Schmalstellen und teilweise mangelhaften Anschlüssen an die landesweiten Verbundkorridore beseitigt werden.
2. Die Landnutzungsstruktur der regionalplanerisch bereits gesicherten Freiraumkorridore muss so entwickelt werden, dass ihre Habitatfunktion verbessert und Matrixwiderstände ausgeschaltet werden. Entsprechende Maßnahmen sind erfolgreich, sobald die veränderte Flächennutzungsstruktur dazu führt, dass die günstigsten funktionalen Biotopverbundkorridore den dargestellten Regionalen Grünzügen folgen.
3. Wo sich die Verbesserung der funktionalen Konnektivität innerhalb der Regionalen Grünzüge als nicht möglich erweist, muss die Kulisse der Regionalen Grünzüge möglichst dort, wo günstige funktionale Biotopverbundkorridore die Kulisse der regionalplanerisch gesicherten Freiraumkorridore verlassen, entsprechend ergänzt werden. Die Folge wäre jedoch, dass Regionale Grünzüge stellenweise auch außerhalb von aktuell in der Flächennutzungsstruktur existierenden Freiraumkorridoren – d.h. durch bebaute Gebiete hindurch – dargestellt werden müssten.

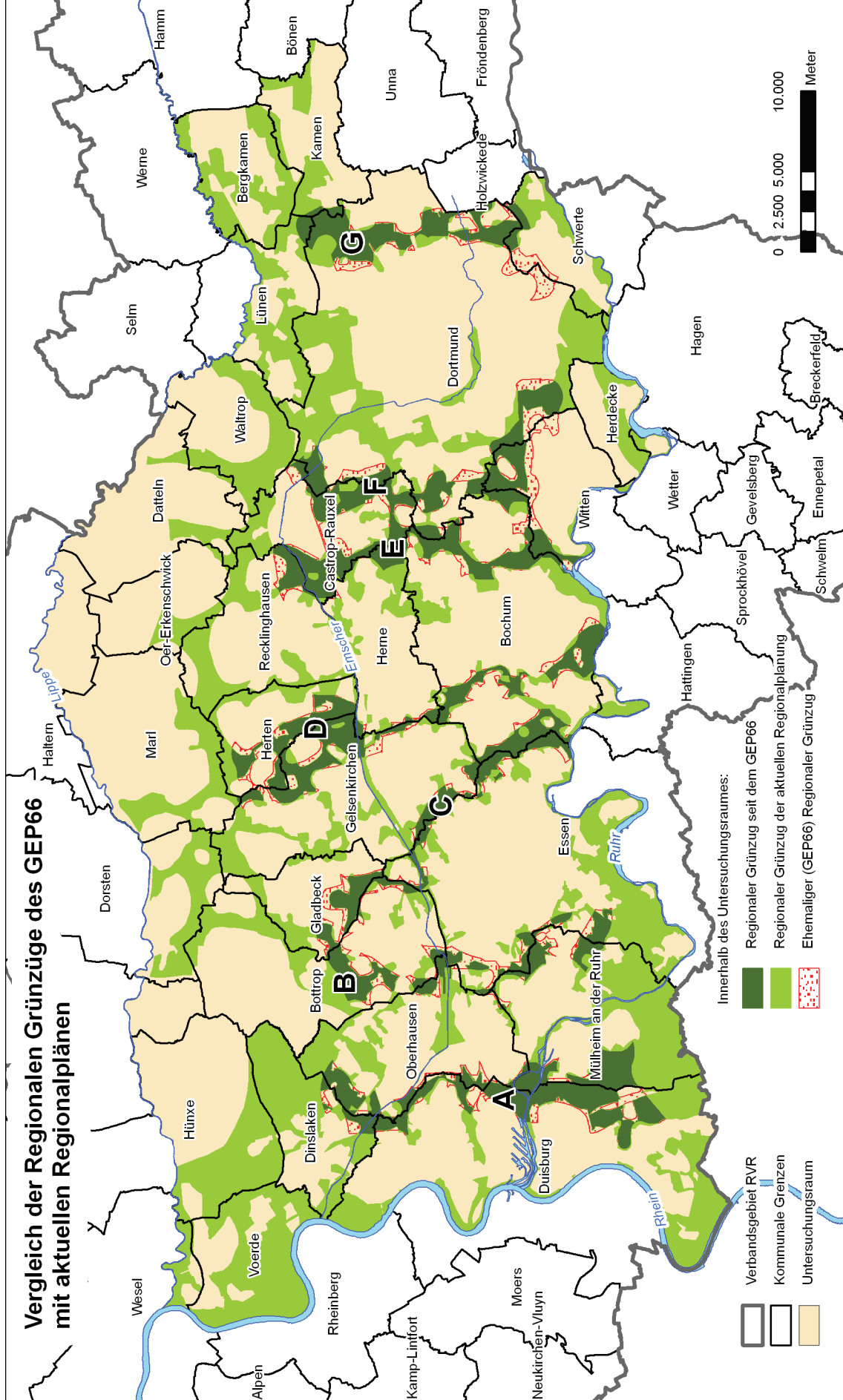


Abb. 78: Abgrenzung des Untersuchungsraumes und Vergleich der Regionalen Grünzüge des GEP66 mit den aktuellen Regionalplänen der Bezirksregierungen

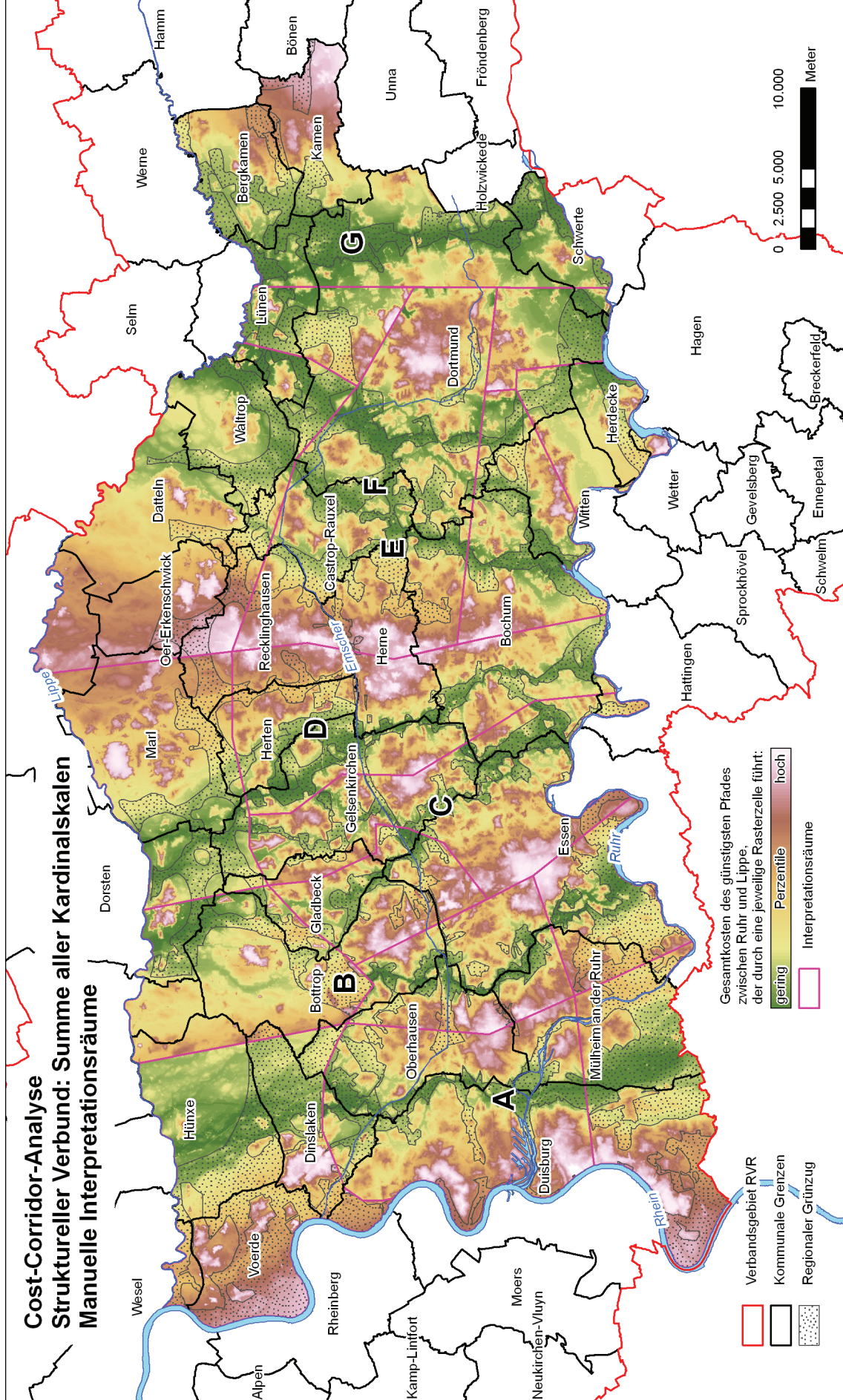


Abb. 80: Analyse des strukturellen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Kardinalskalen bei manuellen Interpretationsräumen

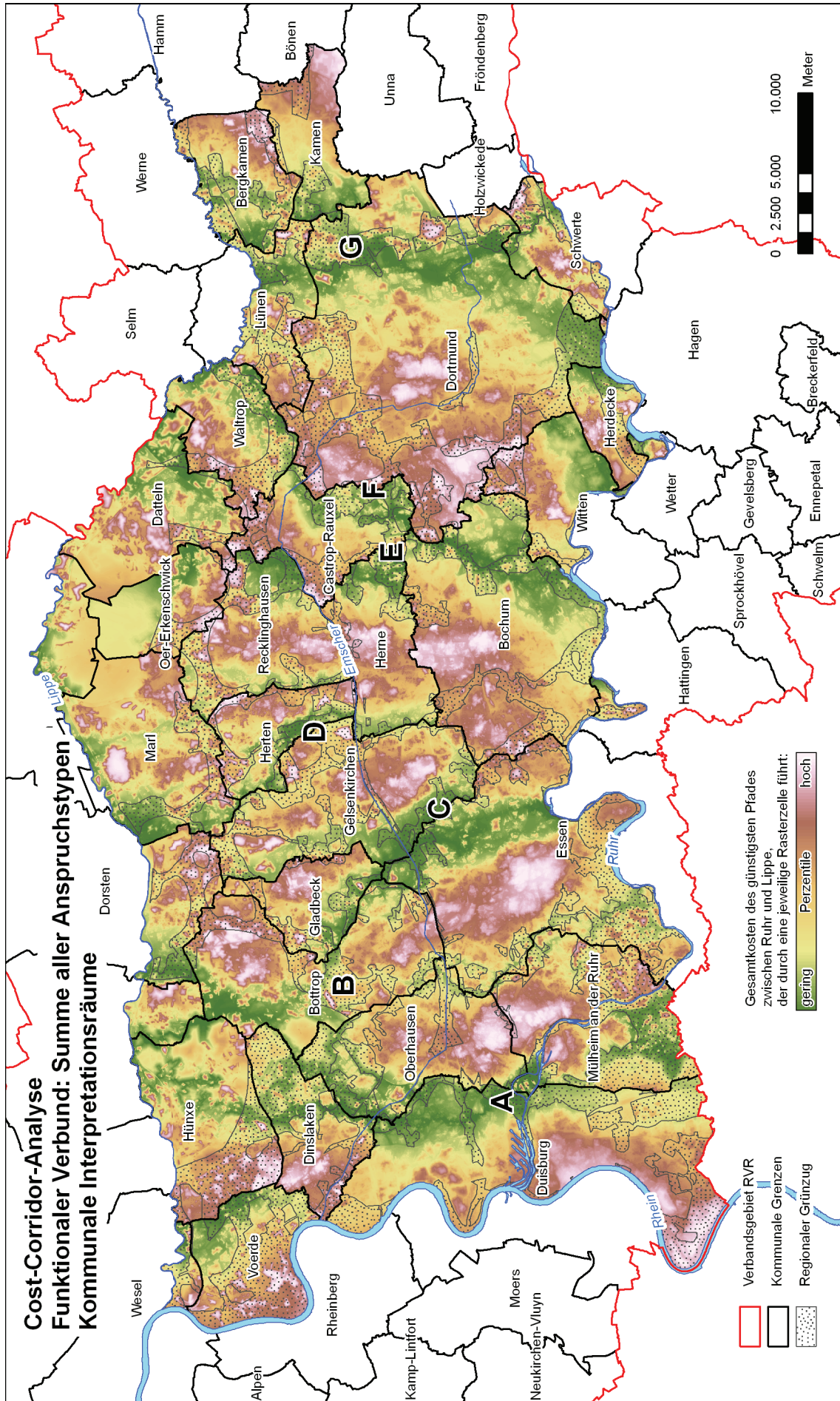


Abb. 81: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen bei kommunalen Interpretationsräumen

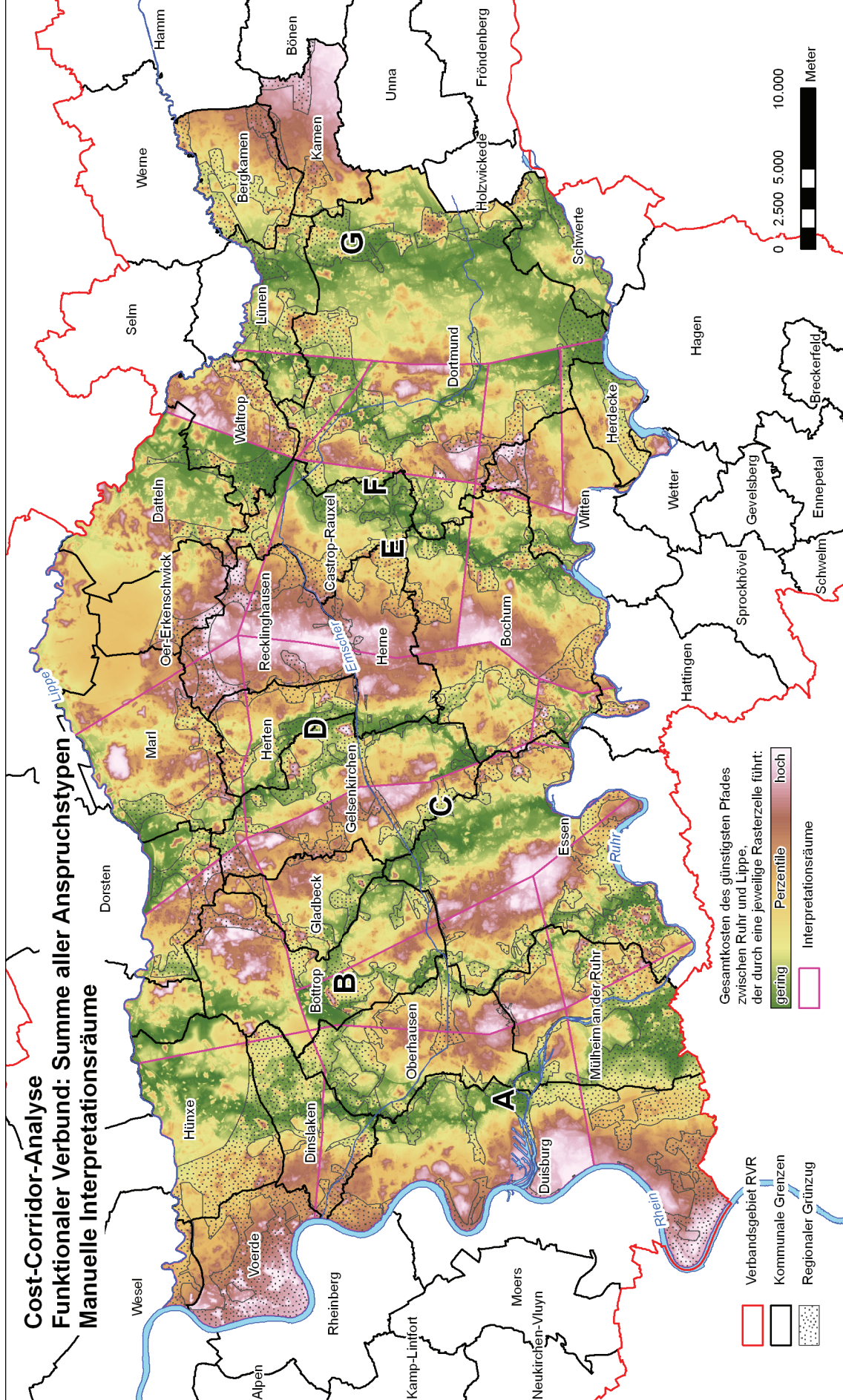


Abb. 82: Analyse des funktionalen Verbundes: Summe der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen aller Anspruchstypen bei manuellen Interpretationsräumen

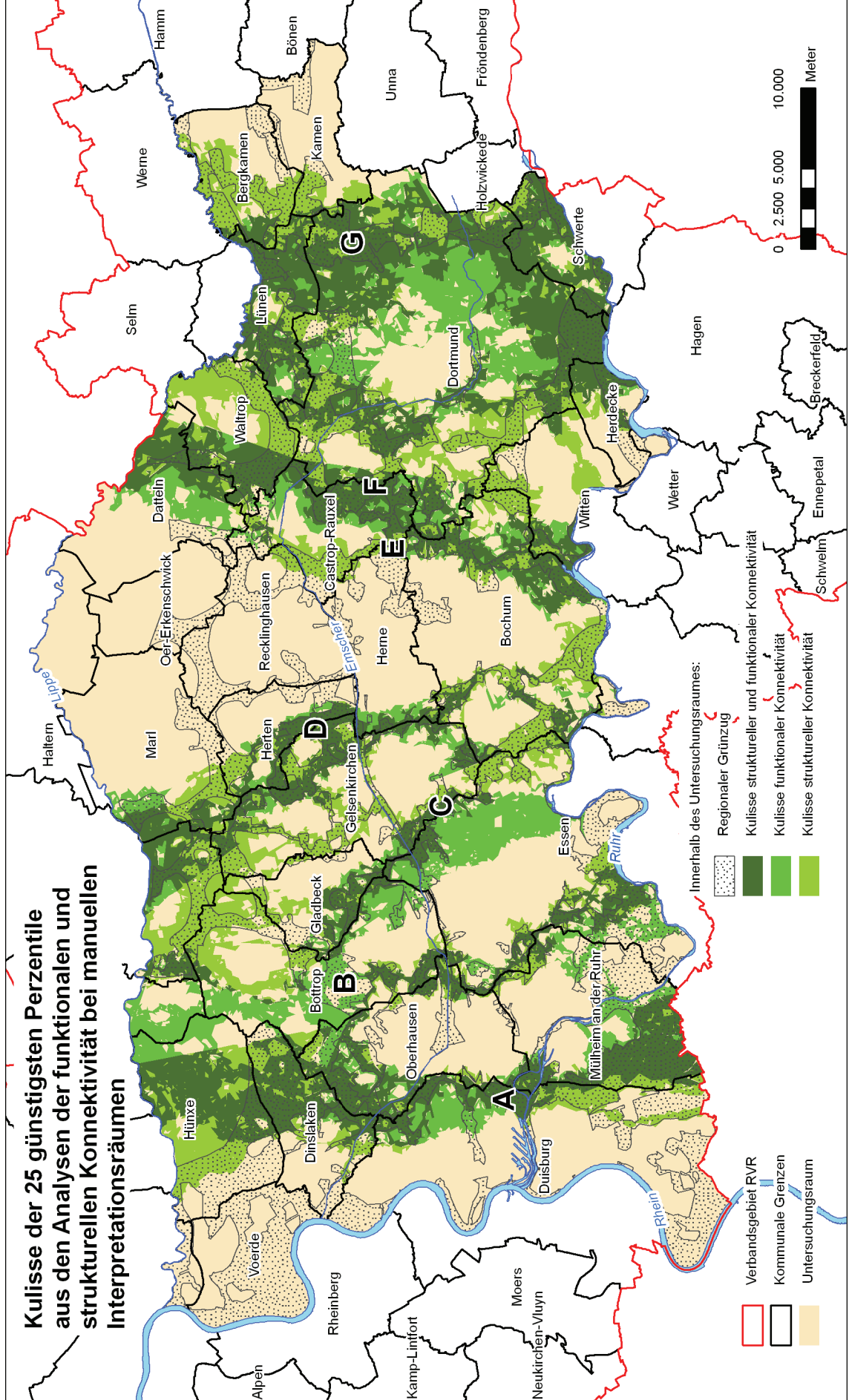


Abb. 83: Kulisse der 25 günstigsten Perzentile aus den Analysen der funktionalen und strukturellen Konnektivität bei manuellen Interpretationsräumen

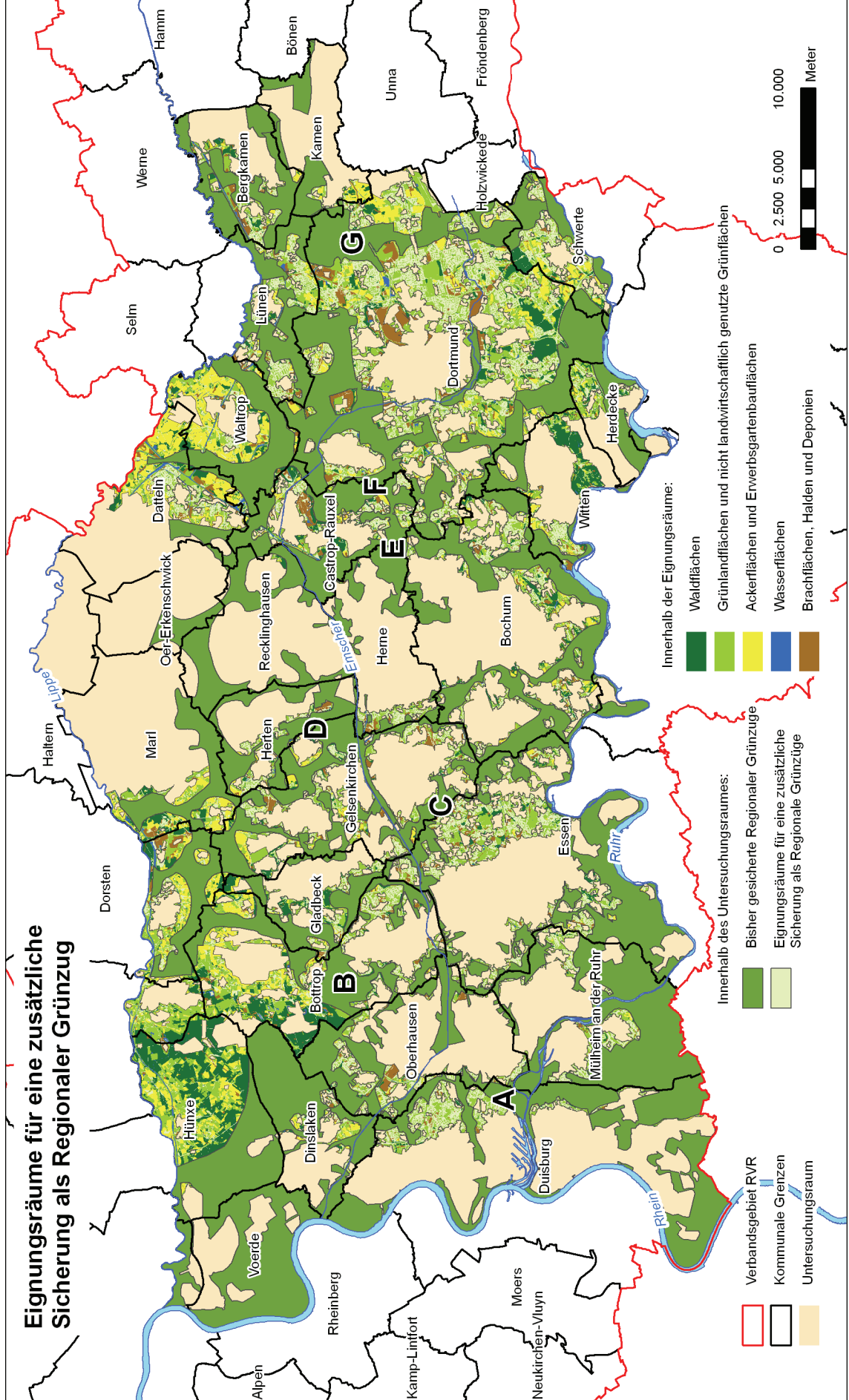
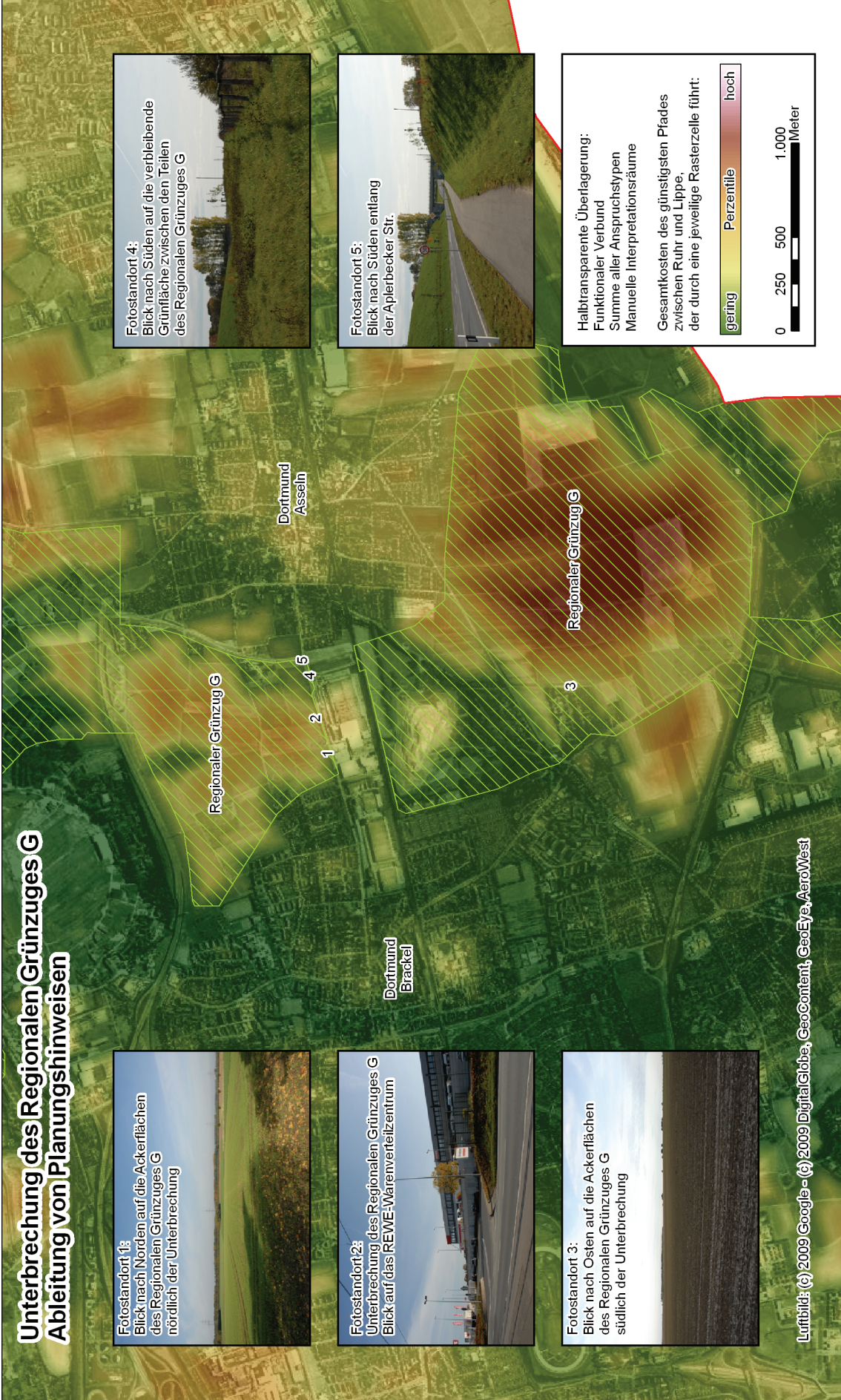
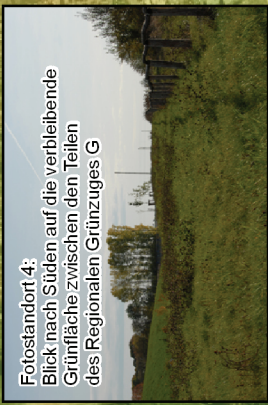
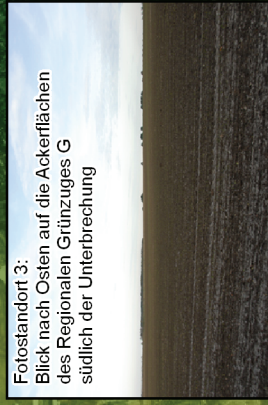
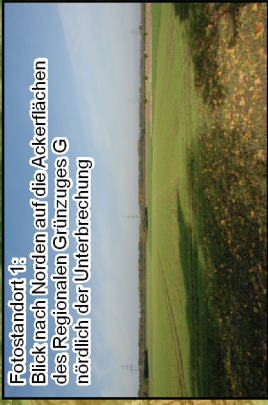


Abb. 84: Flächen ohne einer Darstellung als Regionaler Grünzug entgegenstehende Nutzung mit gleichzeitig hoher Bedeutung für den Biotopverbund

Unterbrechung des Regionalen Grünzuges G Ableitung von Planungshinweisen



Luftbild: (c) 2009 Google - (c) 2009 DigitalGlobe, GeoContent, GeoEye, AeroWest

Abb. 85: Unterbrechung des Regionalen Grünzuges G: Ableitung von Planungshinweisen

5.5 Fazit

Die Ergebnisse der durchgeführten Cost-Corridor-Analysen beantworten die eingangs gestellten Forschungsfragen (vgl. Kap. 2.3 & 2.4). Während das vorangegangene Kapitel diese Ergebnisse detailliert dargestellt und diskutiert hat, bietet das folgende Fazit einen auf die Forschungsfragen fokussierten Überblick.

Die Forschungsfragen beziehen sich einerseits auf die Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge in einem künftigen Regionalplan Metropole Ruhr (planerische Forschungsfragen) und andererseits auf methodische Aspekte der eingesetzten Cost-Corridor-Analysen (methodische Forschungsfragen).

5.5.1 Planerische Forschungsfragen

Die planerischen Forschungsfragen wurden durch die Modellierung der strukturellen (vgl. Kap. 5.2) und funktionalen (vgl. Kap. 5.3) Verbundfunktion des Systems der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr in Nord-Süd-Richtung mittels Cost-Corridor-Analysen sowie die Ableitung von Planungshinweisen (vgl. Kap. 5.4) beantwortet.

5.5.1.1 Struktureller Verbund

Die planerischen Forschungsfragen P1a und P1b beziehen sich auf die Zweckmäßigkeit der Flächenkulisse der Regionalen Grünzüge zur Sicherung eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume zwischen Ruhrtal und Lippeaue.

P1a Wo sind zusammenhängende Freiraumkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?

P1b In welchem Maß entspricht die bestehende regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbarer Freiraumkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

Die Kostenoberflächen (30x30 Meter) der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes basieren auf der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL der Universität Bonn. Zur Bewertung der Flächennutzungskategorien wurde der Anspruchstyp *Segers vulgaris* entwickelt. Aus diesem Anspruchstyp wurde eine ordinale Kostenbewertung der Flächennutzungskategorien der Satellitenbildklassifikation abgeleitet. In Bezug auf die „richtigen“ kardinalen Abstände zwischen den ordinalen Niveaus besteht Unsicherheit. Diese Unsicherheit wurde berücksichtigt, indem Cost-Corridor-Analysen mit sechs verschiedenen Varianten einer kardinalen Interpretation der Ordinalskala durchgeführt wurden (vgl. S. 101 Tab. 6).

Der Verlauf nahezu aller in den Ergebnisrastern dargestellten günstigen Korridore weist eine hohe unmittelbar augenscheinliche und mittels GIS-Analyse nachweisbare Übereinstimmung mit den dargestellten Regionalen Nord-Süd-Grünzügen auf, insbesondere mit den Flächen, welche bereits im Gebietesentwicklungsplan von 1966 dargestellt waren (vgl. S. 136ff Abb. 38 bis 43).

5.5.1.2 Funktionaler Verbund

Die planerischen Forschungsfragen P2a und P2b beziehen sich auf die Zweckmäßigkeit der Flächenkulisse der Regionalen Grünzüge zur Sicherung eines funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen zwischen Ruhrtal und Lippeaue:

P2a Wo sind funktionale Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue aus der tatsächlichen Flächennutzungsstruktur ableitbar?

P2b In welchem Maß entspricht die regionalplanerische Flächensicherung analytisch bestimmbarer funktionaler Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue?

Die Kostenoberflächen (5x5 Meter) der Cost-Corridor-Analysen des funktionalen Verbundes wurden durch die Bewertung der zu diesem Zweck modifizierten Realnutzungskartierung des RVR generiert, welche auf der Auswertung von Luftbildern aus den Jahren 2005 und 2006 basiert. Durch die Modifikation wurden Aussagen der Satellitenbildklassifikation (2005) des ZFL zu Versiegelungsgraden von durch Bebauung geprägten Flächen integriert. Weiterhin wurde durch eigene Digitalisierung sichergestellt, dass Kostenoberflächen die Integrität der Barrierewirkung von Autobahnen korrekt abbilden.

Zur Bewertung der Flächennutzungskategorien wurden insgesamt 15 ökologische Anspruchstypen anhand einer Verflechtungsmatrix von 5 Organismtypen und 3 Habitatanspruchstypen generiert (vgl. Kap. 4.3.3). Die durch die jeweilige Kombination von Organismtyp und Habitatanspruchstyp definierten Annahmen bestimmen die Bewertung von Flächennutzungen sowohl in Bezug auf die ordinalen Kostenniveaus als auch in Bezug auf die kardinalen Kostenwerte. Bei der Festlegung der kardinalen Kostenwerte diente der von Driezen et al. (2007) mittels Telemetrydaten validierte Kostenset für den Igel als Referenz.

Durch die Aggregation der Ergebnisraster aller ökologischen Anspruchstypen wurden universelle Biotopverbundkorridore gebildet – also Korridore, die alle 15 Anspruchstypen gleichermaßen berücksichtigen. Durch Aggregation der Anspruchstypen nach Organismtypen bzw. Habitatanspruchstypen wurden weiterhin „Amphibienkorridore“, „Waldkorridore“ etc. gebildet (vgl. S. 162ff Abb.50; 52; 54; 56; 58; 60; 62 & 64).

Die funktionalen Verbundkorridore verlassen in vielen Bereichen die dargestellten Regionalen Grünzüge und durchqueren stattdessen bebauten Bereiche. Diese Teile eines funktionalen Biotopverbundsystems sind nicht gleichzeitig als Teile eines strukturellen Freiraumverbundes geeignet.

Es erscheint grundsätzlich unzulässig, von der – erheblich einfacher zu erfassenden - strukturellen Konnektivität zwischen Ruhrtal und Lippeaue auf die funktionale Konnektivität zu schließen. Dieses Erkenntnis steht in grundsätzlichem Widerspruch zu Ansätzen der mittelbaren Operationalisierung von Biotopverbund über strukturelle Indikatoren (vgl. insb. Turner 1989 sowie Turner et al. 2001). Ursächlich sind insbesondere die ackerbaulich genutzten Teile des strukturellen Freiraumverbundsystems bzw. der Regionalen Grünzüge, welche aufgrund ihrer mangelhaften Habitatqualität keine (positive) Bedeutung für einen funktionalen Biotopverbund besitzen. Stattdessen wirken sie für die meisten Tierarten als Barrieren.

5.5.1.3 Planungshinweise

Die planerischen Forschungsfragen P3a und P3b beziehen sich auf Planungshinweise, welche sich aus den durchgeführten Cost-Corridor-Analysen für die Ausdehnung des Systems der Regionalen Grünzüge im Rahmen eines künftigen Regionalplans Metropole Ruhr ableiten lassen:

P3a Welche bisher regionalplanerisch nicht gesicherten Flächen sind für die Regionalen Grünzüge als Freiraum- und Biotopverbundkorridore zwischen Ruhrtal und Lippeaue bedeutsam?

P3b Für welche dieser Flächen erscheint eine Sicherung als Regionaler Grünzug grundsätzlich realisierbar?

Auf Basis der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen sowie des funktionalen Verbundes wurde zunächst ein Suchraum zur Erweiterung der Regionalen Grünzüge abgegrenzt. Der Suchraum beinhaltet die jeweils 25 günstigsten Perzentile der auf Basis manueller Interpretationsräume klassifizierten Analyseergebnisse (vgl. S 211 Abb. 83). Teile dieses Suchraumes sind noch nicht als Regionaler Grünzug dargestellt. Sie stellen einen Eignungsraum dar, dessen zusätzliche Darstellung als Regionaler Grünzug zur Lösung bestehender struktureller und funktionaler Defizite grundsätzlich geeignet ist. Bereiche, deren aktuelle Nutzung einer Darstellung als Regionaler Grünzug unter den getroffenen Prämissen (vgl. Kap. 4.6.3) grundsätzlich entgegensteht, sind nicht Teil der dargestellten Eignungsräume (vgl. S. 212 Abb. 84). Dennoch entspricht die aktuelle Flächennutzung der Eignungsräume nicht derjenigen der bisher als Regionale Grünzüge dargestellten Freiraumkorridore, sondern enthält wesentlich mehr baulich genutzte Flächen (vgl. Tab 20).

Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen zeigen, dass die bestehenden Regionalen Grünzüge grundsätzlich die Qualität strukturell verbundener Freiraumkorridore besitzen. Bestehende Unterbrechungen, Schmalstellen und teilweise mangelhafte Anschlüsse an die landesweiten Verbundkorridore machen deutlich, wo noch Defizite bestehen.

Günstige Korridore des funktionalen Biotopverbundes liegen jedoch in vielen Bereichen außerhalb der regionalplanerisch gesicherten Freiraumkorridore und innerhalb locker bebauter Gebiete. Im Gegensatz zum strukturellen Freiraumverbund ist damit der funktionale Biotopverbund aktuell nicht durch das bestehende System der Regionalen Grünzüge gesichert. Es ist davon auszugehen, dass es aufgrund von planungspraktischen und planungspolitischen Erwägungen nicht aussichtsreich ist, neben den Regionalen Grünzügen als System des strukturellen Freiraumverbundes ein nicht deckungsgleiches System von funktionalen Biotopverbundkorridoren zu entwickeln. Die Entwicklung von regionalen Verbundkorridoren durch den Innenbereich würde regelmäßig mit wirtschaftlichen Interessen sowie mit persönlichen Interessen der Stadtbewohner in Konflikt stehen. Eine Durchsetzungsstrategie erscheint weder erfolversprechend noch sinnvoll. Es gilt:

„Nur akzeptierte Natur kann für den Stadtbewohner, nicht akzeptierte nur gegen den Stadtbewohner geschützt werden.“

(vgl. Breuste 1994: 121)

Strategisch sinnvoller erscheint daher das Ziel, die Flächennutzungsstruktur der Regionalen Grünzüge so zu entwickeln, dass sie nicht nur die günstigen Korridore des strukturellen Verbundes, sondern auch die des funktionalen Verbundes beinhalten. Eine Verlagerung der funktionalen Biotopverbundkorridore in die Regionalen Grünzüge hinein erfordert die Verbesserung der Habitatqualität und die Minderung von Matrixwiderständen innerhalb der Grünzüge. Hierbei spielen die Umwandlung von Acker in Wald bzw. Grünland sowie die Durchbrechung der Integrität von Barrierestrukturen wie Autobahnen (bspw. mittels Grünbrücken) eine zentrale Rolle.

5.5.2 Methodische Forschungsfragen

Bei der Herleitung der in den Cost-Distance-Analysen eingesetzten Kostensets werden Annahmen getroffen, welche die im Ergebnis ermittelten Flächenkulissen determinieren. Diese Annahmen definieren sowohl die ordinalen Kostenniveaus, welche einzelnen Flächennutzungskategorien zugeordnet werden, als auch kardinalen Abstände zwischen diesen Niveaus innerhalb eines Kostensets. Die methodischen Forschungsfragen beziehen sich auf die Sensitivität der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen in Bezug auf Änderungen in den ihnen zu Grunde liegenden Kostensets:

- M1** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume durch die unterschiedliche kardinale Spreizung der eingesetzten Kostensets beeinflusst?
- M2** Wie stark wird die mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen ermittelte Flächenkulisse eines funktionalen Verbundes von Populationen und Biotopen durch die Auswahl von Zielarten bzw. Anspruchstypen beeinflusst?

Die Ergebnisse der die Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes flankierenden Sensitivitätsanalysen zeigen innerhalb der Kulisse der Regionalen Grünzüge bzw. innerhalb des analytisch abgegrenzten Suchraumes in Abhängigkeit der eingesetzten Kostenskala relativ geringe Unterschiede. Eine stärkere Spreizung der Kostenskala hat zur Folge, dass die günstigen Korridore den Regionalen Grünzügen in stärkerem Maße entsprechen und dass sie durch deutlichere Kostenanstiege von den nicht zum Korridor gehörenden Bereichen abgegrenzt sind. Nur im nördlichen Bereich des Korridors E ergeben sich aus den unterschiedlichen Kostenskalen erhebliche Unterschiede in den Ergebnisrastern.

Zwischen stärker gespreizten kardinalen Kostensets bestehen weit geringere Ergebnisunterschiede als zwischen geringer gespreizten Kostensets. Im Bereich der kardinalen Spreizung des von Driezen et al. (2007) für den Igel validierten Kostensets ergeben auch größere Änderungen der kardinalen Abstände nur geringe Abweichungen in Bezug auf die ermittelten günstigsten Korridore.

Die in der Fachliteratur bereits mehrfach dokumentierte geringe Sensitivität von Cost-Corridor-Analysen in Bezug auf Änderungen der relativen Abstände von Kostenniveaus konnte damit auch im urbanen Raum bestätigt werden (vgl. bspw. Quinby et al. 1999; Adriaensen et al. 2000; Schadt et al. 2002; Verbeylen et al. 2003; Adriaensen et al. 2007 sowie Beier et al. 2008).

Die ermittelten funktionalen Biotopverbundkorridore der unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen weichen in ihrem Verlauf - insb. in Abhängigkeit der unterschiedlichen Habitatanspruchstypen - erheblich voneinander ab. Bereits geringe Änderungen in den zu Grunde liegenden Annahmen können stellenweise zu einem deutlich veränderten Verlauf der ermittelten Korridore führen. Im Gegensatz zu Änderungen in Bezug auf die kardinalen Abstände zwischen Kostenniveaus reagieren Cost-Corridor-Analysen damit sensitiv auf unterschiedliche ordinale Bewertungen von Flächennutzungskategorien: Sie berechnen unterschiedliche Korridore für Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen auch in urbanen Verdichtungsräumen, in denen es nur einen einzigen verbliebenen Freiraumkorridor gibt. Die Analyseergebnisse stützen grundsätzliche Zweifel an der Zulässigkeit der Abgrenzung von universellen Biotopverbundkorridoren. Universelle funktionale Biotopverbundkorridore erscheinen als planerische Fiktion. Funktionaler Biotopverbund erfordert zumindest die separate planerische Behandlung unterschiedlicher Habitatanspruchstypen, da deren Korridore stark voneinander abweichen können.

6 Evaluation

Im Rahmen der Evaluation eines Modells wird seine Nützlichkeit bzw. seine Fähigkeit zur Erfüllung eines bestimmten Zwecks bewertet (vgl. Kap. 3.3.1.3). Die zentrale Frage der Modellevaluation lautet daher, ob einem Zweck unter Einsatz des Modells besser gedient werden kann als ohne das Modell (vgl. Johnson 2001: 113). Ein hohes Maß an Validität ist für eine positive Evaluation selten als einziges Kriterium hinreichend und auch nicht in jedem Fall erforderlich.

Im vorangegangenen Kapitel wurden die Ergebnisse der durchgeführten Modellierung mittels Cost-Corridor-Analysen dargestellt und anhand der eingangs formulierten planerischen und methodischen Forschungsfragen diskutiert. Aus den Modellergebnissen wurden Planungshinweise für die Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge in einem künftigen Regionalplan Metropole Ruhr generiert. Die Modellierung wurde durch umfangreiche Sensitivitätsanalysen flankiert.

Um die Nützlichkeit der durchgeführten Modellierung von Verbundkorridoren durch die Metropole Ruhr mittels Cost-Corridor-Analysen evaluieren zu können, müssen anhand der folgenden Fragen bestimmte Prämissen getroffen werden (vgl. Rykiel 1996):

- Zu welchem Zweck soll das Modell struktureller und funktionaler Verbundkorridore durch die Metropole Ruhr eingesetzt werden?
- Unter welchen Rahmenbedingungen soll das Modell eingesetzt werden?
- Welche Validitätskriterien müssen vor dem Hintergrund des Zwecks des Modells sowie der Rahmenbedingungen, unter denen es eingesetzt werden soll, erfüllt sein?

Aus den getroffenen Prämissen leiten sich Anforderungen an das Modell ab. Die Evaluation des Modells besteht in der Bewertung des Maßes, in dem das Modell in der Lage ist, den Anforderungen gerecht zu werden.

6.1 Zweck

Die Modellierung von strukturellen und funktionalen Verbundkorridoren mittels Cost-Corridor-Analysen entstand im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Forschungsprojektes „Entwicklung eines urbanen Biotopverbundes im Rahmen des Freiraumkonzeptes Metropole Ruhr“. Das „Freiraumkonzept Metropole Ruhr“ soll als fachliche Grundlage des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr für das gesamte Verbandsgebiet des RVR dienen. Der Regionalplan Metropole Ruhr wird gleichzeitig die Funktion des Landschaftsrahmenplanes haben.

Zweck der Modellierung von strukturellen und funktionalen Verbundkorridoren mittels Cost-Corridor-Analysen ist die Ableitung von Steuerungsmaßnahmen: Die Ergebnisse sollen dazu dienen, die Erfordernisse des strukturellen und funktionalen Verbundes bei planerischen Abwägungsentscheidungen im Rahmen der Erarbeitung des „Regionalplanes Metropole Ruhr“ zu berücksichtigen. Aus der Definition dieses Zwecks, zu dem das Modell eingesetzt werden soll, ergeben sich die folgenden Anforderungen:

- Das Modell soll die regionalen Erfordernisse des strukturellen Freiraumverbundes sowie des funktionalen Biotopverbundes zwischen dem Ruhrtal im Süden und der Lippeaue im Norden flächendeckend abbilden.
- Das Modell soll das planerische Leitbild von sieben Regionalen Nord-Süd-Grünzügen zwischen Ruhrtal und Lippeaue reflektieren.

Grundsätzlich ermitteln Cost-Corridor-Analysen einen einzigen günstigsten Korridor zwischen zwei Zielflächen und kein System, welches aus einer Mehrzahl von günstigen

Korridoren besteht. Die sich aus dem planerischen Leitbild des Systems der Regionalen Grünzüge ergebende Anforderung, sieben voneinander unabhängige Nord-Süd-Grünzüge darzustellen, erforderte daher eine entsprechende Bearbeitung der Ergebnisse.

Zunächst werden durch die Visualisierung der Ergebnisse mittels farbplastischer Gebirgsdarstellung unterschiedliche Korridore auf verschiedenen „Höhenstufen“ dargestellt. Die auf diese Weise dargestellten Korridore lassen sich anhand des visuellen Eindrucks der Kartendarstellung den sieben Regionalen Nord-Süd-Grünzügen zuordnen.

Durch die manuelle Abgrenzung von Interpretationsräumen (vgl. Kap. 4.4.4) wurden die Unterschiede in den „Höhenstufen“ zwischen den einzelnen Korridoren nivelliert, sodass sieben günstige Nord-Süd-Korridore dargestellt werden (vgl. S. 206 Abb. 80 & S. 210 Abb. 82). Die manuelle Abgrenzung von Interpretationsräumen stellt jedoch eine normative planerische Entscheidung dar, welche sich auf die Ergebnisse auswirkt. Zudem ermöglicht sie nur näherungsweise, alle Korridore auf der gleichen (untersten) „Höhenstufe“ des farbplastischen Gebirges darzustellen.

Zusammenfassend ist in Bezug auf die sich aus dem Zweck des Modells ergebenden Anforderungen festzustellen:

- Die Modellierung des strukturellen und funktionalen Verbundes mittels Cost-Corridor-Analysen bildet die regionalen Erfordernisse des strukturellen Freiraumverbundes sowie des funktionalen Biotopverbundes in Nord-Süd-Richtung zwischen Ruhrtal und Lippeaue flächendeckend ab.
- Der Modellierungsansatz widerspricht zunächst dem Leitbild von sieben unabhängigen Nord-Süd-Grünzügen. Durch eine entsprechende kartografische Darstellung der Ergebnisse sowie die Reklassifikation der Ergebnisse anhand von manuellen Interpretationsräumen konnte dem Leitbild dennoch entsprochen werden.

6.2 Rahmenbedingungen

Die Rahmenbedingungen, unter denen das Modell eingesetzt werden soll, definieren sich durch den Prozess der Aufstellung des künftigen Regionalplans Metropole Ruhr. Es ist davon auszugehen, dass dieser Prozess von den vorangegangenen politischen Auseinandersetzungen um die Neuverteilung der Regionalplanungskompetenz überprägt wird.

Mit der Novelle des Raumordnungsgesetzes von 1998 wurde durch die Rahmengesetzgebung des Bundes die Möglichkeit eines Regionalen Flächennutzungsplanes (RFNP) eingeführt, welcher gleichzeitig Regionalplan und Flächennutzungsplan ist. Die Eröffnung dieser Möglichkeit wurde in NRW im Zuge der Novelle des Landesplanungsgesetzes 2004 für das Verbandsgebiet des RVR implementiert. Die Städte Bochum, Essen, Gelsenkirchen, Herne, Mülheim an der Ruhr und Oberhausen haben als „Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr“ von der durch den Landesgesetzgeber eröffneten Möglichkeit Gebrauch gemacht. Der von ihnen erarbeitete RFNP wurde durch die Räte der beteiligten Städte im Mai und Juni 2009 abschließend beschlossen und dem Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Energie (MWME) als Landesplanungsbehörde zur Genehmigung vorgelegt (vgl. Website Städteregion Ruhr 2030).

Die durch § 25 LPIG geschaffene Möglichkeit, einen kommunalen RFNP für einen Teil des Verbandsgebietes der RVR zu erarbeiten, wurde vom Gesetzgeber auf 5 Jahre befristet und war gem. § 26 LPIG nach 4 Jahren zu evaluieren. Im Rahmen dieser Evaluation wurde von Greiving et al. (2008) ein Gutachten für die Landesplanungsbehörde erstellt. Das negative Ergebnis des Gutachtens war ein wesentlicher Auslöser der folgenden politisch wie fachlich kontroversen Debatte. Als deren Ergebnis wurde die gem. § 25 LPIG auf 5 Jahre befristete

und damit 2009 auslaufende Möglichkeit zur Aufstellung von RFNPs im Verbandsgebiet des RVR nicht verlängert.

Der Landtag des Landes NRW hat mit der Novelle des Landesplanungsgesetzes von 2007 die Übertragung der Regionalplanungskompetenz auf den RVR beschlossen, was am 21.10.2009 wirksam wurde. Durch das gleichzeitige Auslaufen der Möglichkeit zur Aufstellung von RFNPs wurde das befürchtete „Spiegelei“ unterschiedlicher Planungsträger - die Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr innerhalb des Ballungskerns und der RVR im umgebenden Verbandsgebiet – zugunsten einer einheitlichen Regionalplanung abgewendet. Die Verbandsverwaltung des RVR wurde um das Referat 15 „Staatliche Regionalplanung“ ergänzt, welches die dem Verbandsdirektor vom Land NRW im Wege der Organleihe zugewiesenen staatlichen Aufgaben übernimmt. Die Verbandsversammlung des RVR erhielt zusätzlich die Funktion des „Regionalrates Ruhr“, d.h. sie wurde zum Beschluss fassenden Gremium der Regionalplanung innerhalb des Verbandsgebietes.

Es ist den kommunalen Trägern des RFNP damit nicht gelungen, sich langfristig aus der künftig beim RVR angesiedelten „Staatlichen Regionalplanung“ zu befreien. Der Regionale Flächennutzungsplan wird mit Aufstellung des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr außer Kraft treten. Zu erwarten ist ein politisch geprägter Kompromiss, in dem die Inhalte des RFNP von der künftigen Regionalplanung in besonderem Maß berücksichtigt werden.

Zusammenarbeit zwischen den Städten des Ballungskerns der Metropole Ruhr fand bislang nach dem Opportunitätsprinzip in einem Spannungsfeld zwischen projektbezogener Kooperation und kommunalen Egoismen statt (vgl. bspw. Rommelspacher 1999; Davy 2004: 80f sowie Zöpel 2005). Der Regionale Flächennutzungsplan kann als bisheriger Höhepunkt der Kooperation zwischen den beteiligten Kernstädten betrachtet werden. Anzunehmen ist, dass die Bereitschaft der Kernstädte, im Rahmen einer „Staatlichen Regionalplanung“ beim Regionalverband Ruhr zu kooperieren, durch die politischen Auseinandersetzungen um die künftige Regionalplanungskompetenz (weiter) gemindert wurde.

Vor dem Hintergrund dieser Rahmenbedingungen ergeben sich hohe Anforderungen an die Qualität des Modells als Mittel zur Kommunikation naturschutzfachlicher Inhalte in den politischen Raum. Konkret lassen sich die folgenden Anforderungen ableiten:

- Das Modell soll intuitiv verständliche Ergebnisse produzieren und so das Verständnis der politischen Entscheidungsträger (d.h. der Mitglieder der Verbandsversammlung des RVR sowie sonstiger am Planungsprozess Beteiligter) für die räumlichen Erfordernisse des strukturellen Freiraumverbundes und des funktionalen Biotopverbundes verbessern.
- Das Modell sowie die im Ergebnis dargestellten regionalen Erfordernisse des strukturellen und funktionalen Verbundes müssen von Seiten der Akteure, welche die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Aufstellungsprozess des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr vertreten, fachlich zu akzeptieren sein.
- Das Modell soll in Bezug auf die Auswirkung der getroffenen Prämissen sowie in Hinblick auf die den Ergebnissen innewohnenden Unsicherheiten transparent sein.

Durch die farbplastische Darstellung der Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen sind die Aussagen in Bezug auf die Bedeutung von Flächen für den strukturellen bzw. funktionalen Verbund auch ohne vertiefte Fachkenntnisse intuitiv verständlich. Es besteht jedoch grundsätzlich die Gefahr, dass die Ergebnisse der Modellierung über- bzw. fehlinterpretiert werden.

Denkbar erscheint, dass die Modellergebnisse im politischen Raum auch dahingehend interpretiert werden, dass künftig auf die Darstellung der Teile des Systems der Regionalen

Grünzüge verzichtet werden kann, denen im Rahmen der Analysen keine besondere Bedeutung zugesprochen wird. Da das Modell nur den Nord-Süd-Verbund abbildet, werden weitere Funktionen im System der Regionalen Grünzüge - wie die Ost-West-Vernetzung oder die Anbindung bestimmter Teile des Agglomerationsraumes - nicht abgebildet. Das Modell darf daher nicht über seinen definierten Zweck hinaus dazu eingesetzt werden, Aussagen in Bezug auf die allgemeine Bedeutung von Flächen für das System der Regionalen Grünzüge abzuleiten.

Weiterhin erscheint es möglich, dass die „grünen Täler“ in der farbplastischen Gebirgsdarstellung als Räume interpretiert werden, in denen keine Maßnahmen zur Verbesserung der Konnektivität mehr erforderlich sind. Der Verlauf der „grünen Täler“ markiert jedoch nur die relativ günstigsten Korridore – ohne eine Aussage darüber zu treffen, ob und wo deren Qualität als ausreichend bezeichnet werden kann. Soweit es keine günstigere Alternative gibt, queren die Korridore auch Bereiche mit flächig hohen Matrixwiderständen wie bspw. stark versiegelte Gewerbegebiete oder lineare Barrierestrukturen wie Autobahnen.

Das System des Biotopverbundes in Nordrhein-Westfalen soll sowohl der Konnektivität im Sinne eines strukturellen Verbundes zusammenhängender Freiräume als auch der Konnektivität im Sinne eines funktionalen Verbundes von Populationen bzw. Biotopen dienen (vgl. LÖBF 1999). Im Rahmen bisheriger Biotopverbundplanungen waren jedoch ausschließlich intrinsische Qualitäten von Flächen, insbesondere der Schutzstatus sowie das Vorkommen gefährdeter bzw. geschützter Arten entscheidungsrelevant (vgl. Hübschen 1997; Hübschen & Schmidt 1997; MURL 1997; KVR 1998; LÖBF 1999 sowie Genkinger et al. 2008). Durch den Einsatz der Cost-Corridor-Analysen werden damit erstmals Aussagen zu funktionaler und struktureller Konnektivität innerhalb der Metropole Ruhr getroffen.

Es ist herrschende Literaturmeinung, dass Cost-Corridor-Analysen das aktuell beste zur Verfügung stehende methodische Instrument zur Modellierung von Landschaftskonnektivität sind (vgl. Chardon et al. 2003; Sutcliffe et al. 2003; Verbeylen et al. 2003; Coulon et al. 2004; Vignieri 2005; Stevens et al. 2006 sowie Beier et al. 2008).

Sämtliche bei der Modellierung getroffenen Prämissen wurden transparent dargestellt (vgl. Kap. 4). Im Rahmen umfangreicher Sensitivitätsanalysen wurde die Auswirkung unterschiedlicher Konfigurationen der Eingangsparameter getestet. Auf diese Weise wurden räumlich differenzierte Aussagen zu Unsicherheiten getroffen, welche den Modellergebnissen zu Grunde liegen. Die den Modellergebnissen zu Grunde liegenden Unsicherheiten wurden kartographisch mit „Ampelfarben“ auch für Laien verständlich aufbereitet.

Zusammenfassend ist in Bezug auf die sich aus den Rahmenbedingungen, unter denen das Modell eingesetzt werden soll, ergebenden Anforderungen festzustellen:

- Das Modell produziert intuitiv verständliche Ergebnisse und trägt dazu bei, das Verständnis der politischen Entscheidungsträger für die räumlichen Erfordernisse des strukturellen Freiraumverbundes und des funktionalen Biotopverbundes zu verbessern. Es besteht jedoch grundsätzlich die Gefahr, dass Ergebnisse über- bzw. fehlinterpretiert werden.
- Der Modellierungsansatz operationalisiert erstmalig die Definition des Biotopverbundes in Nordrhein-Westfalen als gleichzeitig strukturellen wie funktionalen Verbund. Die verwendeten Cost-Corridor-Analysen stellen zu diesem Zweck das aktuell beste zur Verfügung stehende methodische Instrument dar. Einer fachlichen Akzeptanz von Seiten der Akteure, welche die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Aufstellungsprozess des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr vertreten, steht daher nichts entgegen.

- Aufgrund der Dokumentation der eingesetzten Methodik sowie der durchgeführten Sensitivitätstestes ist das Modell in Bezug auf die getroffenen Prämissen, ihre Auswirkung auf die Ergebnisse sowie die ihnen innewohnenden Unsicherheiten transparent.

6.3 Validitätskriterien

Aus dem Zweck eines Modells zur Ableitung von Steuerungsmaßnahmen ergibt sich grundsätzlich, dass die handelnden Akteure sowie die von den Steuerungsmaßnahmen Betroffenen darauf Vertrauen können müssen, dass der Einsatz des Modells zu besseren Entscheidungen führt.

Hieraus ergibt sich zunächst die Anforderung, dass ein Modell keine erheblichen formalen und technischen Fehler aufweisen darf (Verifikation). Vertrauen in ein Modell basiert weiterhin auf dem Glauben an seine Validität und erwächst aus durchgeführten, aber erfolglos gebliebenen Versuchen der Falsifikation (vgl. Popper 1959; Rubinstein 1975; Holling 1978; McCarl 1984 sowie Starfield & Bleloch 1991).

Unter der Validität eines Modells wird der Grad der Genauigkeit verstanden, mit dem das Modell das modellierte System beschreibt (vgl. van Horn 1969; Goodall 1972; Power 1993 sowie Bortz & Döring 2006: 200). Unterschieden werden Inhaltsvalidität, Konstruktvalidität sowie interne und externe Kriteriumsvalidität (vgl. Bortz & Döring 2006: 200f).

6.3.1 Inhaltsvalidität

Validitätsanforderungen ergeben sich zunächst in Bezug auf die Plausibilität der zu Grunde liegenden ökologischen Theorien und ihre Umsetzung durch das Modell (Inhaltsvalidität). Weiterhin stellt sich die Frage nach der formalen Richtigkeit des Modells (Verifikation). Es ergeben sich die folgenden Anforderungen:

- Das dem Modell zu Grunde liegende naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes muss plausibel sein.
- Es dürfen keine augenscheinlichen Unstimmigkeiten zwischen dem naturschutzfachlichen Konzept des Biotopverbundes und der Struktur, den Mechanismen sowie dem allgemeinen Verhalten des Modells erkennbar sein.
- Das Modell darf keine bekannten mechanischen oder technischen Fehler beinhalten, welche zur Ableitung wirkungsloser oder sogar kontraproduktiver Steuerungsentscheidungen führen können.

Das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes stellt die konzeptionelle Antwort des Naturschutzes auf den anhaltenden Rückgang der Biodiversität dar (vgl. bspw. IUCN 1994; Jedicke 1994; Wilcove et al. 1998; BMU 2007; Council of Europe 2007 sowie Deutsche Bundesregierung 2008). Es basiert auf empirisch belegten Erkenntnissen, insbesondere über durch Landschaftsfragmentierung induzierte ökologische Wirkketten, welche nach herrschender Literaturmeinung als die primäre Ursache für die anhaltende Verminderung der Biodiversität anzusehen sind (vgl. Gilpin & Soulé 1986; Saunders et al. 1991b; Hanski & Andrén (1994); Gilpin 1997; Woodroffe & Ginsberg 1998; Baier et al. 2005; Allendorf & Luikart 2007; BMU 2007; Deutsche Bundesregierung 2008 sowie Verbeylen et al. 2009).

Das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes ist jedoch nicht paradigmatisch definiert. Es beschreibt keine einheitliche Planungsmethode, sondern muss in Abhängigkeit der konkreten planerischen Aufgabenstellung auf den Einzelfall angepasst werden (vgl. Woike 2007: 215). Biotopverbund ist ein „Metakzept“ bzw. ein „argumentativer Werkzeugkasten“, „dessen sich Naturschutzvertreter bei der Durchsetzung bestimmter fachlicher Ziele bedienen können“ (Albrecht & Leibenath 2008: 522).

Ein wichtiger Aspekt dieser einzelfallbezogenen Konkretisierung ist der Grad der Generalisierung. Er reicht von der auf die Individuen einer Art bezogenen Modellierung der

Möglichkeiten, sich zwischen verschiedenen Habitatressourcen zu bewegen, bis hin zu großräumigen universellen Verbundkorridoren.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass eine zunehmende Generalisierung des Konzeptes zu einer abnehmenden Plausibilität führt. Bei maximalem Generalisierungsgrad des Konzeptes werden universelle Biotopverbundkorridore dargestellt, die alle Arten übergreifen (vgl. bspw. MURL 1997). Da Habitatqualitäten und Matrixwiderstände grundsätzlich der artspezifischen Betrachtung bedürfen, erscheint eine Generalisierung über das Maß von „Umbrella-Species“ bzw. die durch sie repräsentierten ökologischen Anspruchstypen hinaus fachlich kaum akzeptabel.

Im Rahmen der durchgeführten Modellierung wurde der strukturelle Biotopverbund durch die Definition eines generalisierten Anspruchstyps „Segers vulgaris“ umgesetzt, welcher das anthropogene Interesse an einem den Ballungsraum durchziehenden Netz verbundener Freiflächen für die landschaftsbezogene Erholung repräsentiert. Die Modellierung des funktionalen Biotopverbundes wurde an 15 ökologischen Anspruchstypen orientiert, welche ein der realen Landschaftsstruktur des Systems der Regionalen Grünzüge angepasstes Spektrum von fünf Organismtypen und drei Habitatanspruchstypen abdecken. Der damit gewählte Generalisierungsgrad erscheint auf der regionalen Betrachtungsebene als angemessen und stellt vor dem Hintergrund der ökologischen Grundlagen eine zwar erhebliche aber nicht unzulässige Generalisierung des Konzeptes des Biotopverbundes dar. Die Aggregation der ökologischen Anspruchstypen zu universellen funktionalen Biotopverbundkorridoren wurde ebenfalls durchgeführt, da das planerische Leitbild des Systems der Regionalen Grünzüge vorsieht, dass diese neben der Funktion von strukturell verbundenen Freiraumkorridoren auch die Funktion von universellen Biotopverbundkorridoren besitzen. Die Ergebnisse der flankierend durchgeführten Sensitivitätstests belegen jedoch, dass eine derartige Aggregation der Analyseergebnisse der ökologischen Anspruchstypen zu universellen Biotopverbundkorridoren äußerst kritisch zu betrachten ist.

Die einzige bekannte Unschärfe innerhalb der technischen Umsetzung des Modells besteht in dem – nicht einsehbaren – Algorithmus, welcher von ArcGIS 9.2 zur Bestimmung von Quantilen eingesetzt wird. Dieser führt dazu, dass bei der Bestimmung von Perzentilen die unteren Perzentile grundsätzlich stärker besetzt sind als die oberen. Bei der Selektion der 25 günstigsten Perzentile wird daher eine Fläche selektiert, die größer ist als 25% der Fläche des Untersuchungsgebietes (vgl. S. 211 Abb. 83). Da jedoch in jedem Fall die ordinale Rangfolge zwischen den reklassifizierten Elementen erhalten bleibt, ist gewährleistet, dass durch die Unschärfen des verwendeten Algorithmus von ArcGIS 9.2 keine Änderungen in Bezug auf die ordinale Rangfolge der Bedeutung unterschiedlicher Flächen für den strukturellen bzw. funktionalen Verbund entstehen. Die Ableitung wirkungsloser oder sogar kontraproduktiver Steuerungsentscheidungen als Folge der bestehenden Unschärfe bei der Klassifikation von Quantilen mit ArcGIS 9.2 kann aus diesem Grund ausgeschlossen werden.

Zusammenfassend ist in Bezug auf die Anforderungen an das Modell im Bereich der Inhaltsvalidität und Verifikation festzustellen:

- Das naturschutzfachliche Konzept ist nach herrschender Literaturmeinung grundsätzlich plausibel und allgemein anerkannt. Es stellt die Basis des ersten Aktionsfeldes der Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung dar (vgl. BMU 2007 sowie Deutsche Bundesregierung 2008).
- Das naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes wird auf der gewählten regionalen Betrachtungsebene durch die Modellierung mittels Cost-Corridor-Analysen

schlüssig umgesetzt. Es sind keine Unstimmigkeiten zwischen gesicherten ökologischen Grundlagen des Biotopverbundes und der Struktur, den Mechanismen oder dem allgemeine Verhalten des Modells erkennbar.

- Es besteht eine bekannte Unschärfe bei dem zur Reklassifikation von Modellergebnissen eingesetzten Algorithmus von ArcGIS 9.2. Es kann jedoch ausgeschlossen werden, dass hierdurch wirkungslose oder sogar kontraproduktive Steuerungsentscheidungen abgeleitet werden.

6.3.2 Konstruktvalidität

Bislang als empirisch gesichert geltendes ökologisches Wissen kann grundsätzlich nur auf Basis empirischer Daten und nicht alleine durch Modellergebnisse falsifiziert werden. Vor diesem Hintergrund kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass Widersprüche zwischen einem nicht durch empirische Daten validierten Modell einerseits und empirisch gesichertem ökologischem Wissen andererseits auf Schwächen im Modell hindeuten. Hieraus leitet sich die Validitätsanforderung ab, dass die Ergebnisse des Modells nicht im Widerspruch zu empirisch gesichertem ökologischem Wissen stehen dürfen (Konstruktvalidität):

- Die Ergebnisse des Modells dürfen nicht im Widerspruch zu auf gesichertem ökologischem Wissen beruhenden Hypothesen stehen.

Das bestehende System der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr wurde entworfen und entwickelt, ohne dass eine Analyse struktureller oder funktionaler Konnektivität erfolgte (vgl. Schmidt 1912: 65f sowie SVR 1970). Seine Flächenkulisse beruht damit nicht auf ökologisch gesichertem Wissen und darauf beruhenden Hypothesen über die Lage von strukturellen oder funktionalen Korridoren.

Auch die Flächenkulisse für das Biotopverbundsystem Nordrhein-Westfalens wird bislang primär auf Basis intrinsischer Qualitäten von Flächen, d.h. ohne Analyse struktureller oder funktionaler Verbundqualitäten bestimmt (vgl. Hübschen 1997; Hübschen & Schmidt 1997; MURL 1997; KVR 1998; LÖBF 1999 sowie Genkinger et al. 2008).

Die durchgeführte Modellierung hat explorativen Charakter. Es werden erstmals analytisch hergeleitete Hypothesen in Bezug auf die Lage struktureller und funktionaler Verbundkorridore innerhalb der Metropole Ruhr aufgestellt. Die Ergebnisse des Modells sind vor dem Hintergrund des zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens grundsätzlich nachvollziehbar bzw. können nicht unmittelbar falsifiziert werden.

Die Modellergebnisse zeigen deutliche Unterschiede zwischen funktionalen und strukturellen Verbundkorridoren. Diese Ergebnisse widersprechen den Ansätzen von Turner (1989) sowie Turner et al. (2001), nach denen von struktureller Konnektivität auf funktionale Konnektivität geschlossen werden kann. Im Rahmen der Diskussion der Ergebnisse (vgl. Kap. 5.4.4) wurde gezeigt, dass die gefundenen Abweichungen zwischen den strukturellen und funktionalen Korridoren im Rahmen einer detaillierten Betrachtung eines kleineren Landschaftsausschnittes in hohem Maße nachvollziehbar sind.

In Bezug auf die Anforderungen an das Modell im Bereich der Konstruktvalidität ist festzustellen:

- Das Modell entspricht dem gesicherten ökologischen Wissen insoweit, als dass es grundsätzlich nachvollziehbare Ergebnisse produziert, welche durch einen Vergleich mit dem zur Verfügung stehenden ökologischen Wissen nicht unmittelbar falsifizierbar sind.

6.3.3 Kriteriumsvalidität

Aus dem Zweck des Modells zur Ableitung von Steuerungsmaßnahmen ergibt sich grundsätzlich die Anforderung, dass das Modell das modellierte System mit einem möglichst hohen Grad an Genauigkeit beschreibt. Die Mindestanforderung ist, dass ausgeschlossen werden kann, dass die Gefahr, wirkungslose oder kontraproduktive Entscheidungen zu treffen, durch den Einsatz des Modells steigt.

Hieraus ergibt sich zunächst, dass Modellergebnisse Falsifikationsversuchen durch Vergleiche mit der Realität in Form von ökologischen Felddaten in einem dem Detaillierungsgrad der abzuleitenden Steuerungsmaßnahmen entsprechenden Maß standhalten müssen (externe Kriteriumsvalidität). Soweit kein externes Kriterium in Form geeigneter ökologischer Felddaten vorliegt, ließen sich ersatzweise auch Falsifikationsversuche durch Vergleich mit den Ergebnissen eines anderen (validierten) Modells einsetzen (interne Kriteriumsvalidität).

An den Grad der Genauigkeit, mit dem das Modell die realen Ökosystemprozesse abbildet (Kriteriumsvalidität), ergibt sich die folgende Validitätsanforderung:

- Die Kriteriumsvalidität des Modells muss gewährleisten, dass die Gefahr, wirkungslose oder sogar kontraproduktive Steuerungsentscheidungen zu treffen, möglichst klein ist, zumindest jedoch durch den Einsatz des Modells nicht steigt.

In Bezug auf Kriteriumsvalidität ist zunächst zu bedenken, dass es sich bei der Modellierung des strukturellen sowie des funktionalen Verbundes mit Hilfe von Cost-Corridor-Analysen um ein Modell eines Modells handelt. Das modellierte Konzept des Biotopverbundes ist seinerseits ein stark generalisiertes Modell realer Ökosystemprozesse.

Soweit Biotopverbund als funktionaler Verbund zwischen Populationen und Lebensraumtypen operationalisiert wird, können entsprechende ökologische Felddaten grundsätzlich zur Überprüfung der externen Kriteriumsvalidität eingesetzt werden. In Bezug auf die Operationalisierung des Biotopverbundes als struktureller Verbund zusammenhängender Freiräume ist jedoch nicht definiert, welche realen Ökosystemprozesse hierdurch überhaupt dargestellt werden sollen. Strukturelle Konnektivität stellt eine Generalisierung funktionaler Konnektivität dar – man geht davon aus, dass der funktionalen Konnektivität gedient ist, solange ein System strukturell miteinander verbundener Freiräume existiert (vgl. insb. Turner 1989 sowie Turner et al. 2001). Vor diesem Hintergrund erscheint eine Überprüfung der Kriteriumsvalidität grundsätzlich nur in Bezug auf die Modellierung funktionaler Konnektivität sinnvoll.

Es existieren weder andere (valide) Modelle, welche die funktionale Konnektivität zwischen Ruhrtal und Lippeaue beschreiben, noch geeignete ökologische Felddaten, auf deren Basis sich Aussagen in Bezug auf die Lage von funktionalen Verbundkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue falsifizieren ließen. Eine Validierung durch Vergleich mit dem einzigen bekannten, durch ökologische Felddaten validierten Cost-Corridor-Modell (vgl. Driezen et al. 2007), wäre unzulässig, da es im Rahmen der Kalibrierung bereits als Referenzmodell eingesetzt wurde (vgl. Kap. 4.3.4).

6.3.4 Sensitivität

Den im Vorangegangenen thematisierten Anforderungen an die Kriteriumsvalidität liegt die Frage zu Grunde, ob und in welchem Maß die Gefahr besteht, dass das Modell Ergebnisse produziert, die zu wirkungslosen oder sogar kontraproduktiven Steuerungsentscheidungen führen. Da für Falsifikationsversuche geeignete externe oder interne Kriterien nicht zur

Verfügung stehen, kann diese Frage nur näherungsweise durch Sensitivitätsanalysen beantwortet werden.

Mittels Sensitivitätsanalysen wird ermittelt, in welchem Maß sich Modellergebnisse in Abhängigkeit von Veränderungen in den Eingangsparametern ändern. Soweit es in Bezug auf die Kalibrierung des Modells einen Toleranzbereich gibt, in dem es nicht zu erheblichen Änderungen der Modellergebnisse kommt, kann ausgeschlossen werden, dass die Gefahr, unwirksame oder sogar kontraproduktive Steuerungsentscheidungen zu treffen, durch dem Modell innewohnende Unschärfen in der Abbildung des realen Systems steigt.

In Bezug auf die Sensitivität des Modells ergibt sich die folgende Anforderung:

- In Bezug auf die Kalibrierung des Modells muss ein Toleranzbereich bestehen, in dem es nur zu geringen Änderungen der Modellergebnisse kommt. In diesem Toleranzbereich muss das Maß der Änderung in den Ergebnissen gewährleisten, dass die Gefahr der Ableitung von wirkungslosen oder sogar kontraproduktiven Steuerungsentscheidungen möglichst klein ist, mindestens jedoch durch den Einsatz des Modells nicht steigt.

Die durchgeführten Sensitivitätsanalysen stellen Ergebnisabweichungen zwischen unterschiedlich kalibrierten Modelldurchläufen flächendeckend mit dem Detaillierungsgrad der jeweils zu Grunde liegenden Kostenoberfläche (30x30 Meter bzw. 5x5 Meter) dar. Im Sinne der Anforderung an die Sensitivität des Modells relevant sind Abweichungen jedoch nur in Bezug auf Flächen, für die eine Planungsempfehlung abgeleitet werden kann.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalysen wurde die in der Fachliteratur bereits mehrfach dokumentierte geringe Sensitivität von Cost-Corridor-Analysen in Bezug auf Änderungen der relativen Abstände von Kostenniveaus bestätigt (vgl. bspw. Quinby et al. 1999; Adriaensen et al. 2000; Schadt et al. 2002; Verbeylen et al. 2003; Adriaensen et al. 2007 sowie Beier et al. 2008). Die Ergebnisse der Cost-Corridor-Analysen des strukturellen Verbundes weichen in Abhängigkeit der eingesetzten Kostenskala nur in geringem Maß voneinander ab. Im Bereich der kardinalen Spreizung des von Driezen et al. (2007) für den Igel validierten Kostensets ergeben auch größere Änderungen der kardinalen Abstände nur geringe Abweichungen in Bezug auf die ermittelten günstigsten Korridore (vgl. Kap. 5.2.3). Durch den Einsatz dieses validierten Kostensets als Referenzdatensatz zur Kalibrierung der ökologischen Anspruchstypen ist gewährleistet, dass diesbezüglich erhebliche Fehleinschätzungen ausgeschlossen sind. Die Sensitivitätstests belegen, dass nicht auszuschließende geringe Fehleinschätzungen nur geringe Auswirkungen auf abzuleitende Planungsempfehlungen haben.

Die ermittelten funktionalen Biotopverbundkorridore der unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen weichen in ihrem Verlauf erheblich voneinander sowie von den strukturellen Freiraumverbundkorridoren entlang der dargestellten regionalen Grünzüge ab.

Ergänzende Sensitivitätsanalysen (vgl. Kap. 5.3.4) zeigen, dass bereits geringe Änderungen in den einem ökologischen Anspruchstyp zu Grunde liegenden Annahmen stellenweise zu einem deutlich veränderten Verlauf der ermittelten Korridore führen können.

Die Cost-Corridor-Analysen reagieren sensitiv auf unterschiedliche ordinale Bewertungen von Flächennutzungskategorien. Die Analyseergebnisse stützen damit grundsätzliche Zweifel an der Zulässigkeit der Abgrenzung von universellen Biotopverbundkorridoren. Funktionaler Biotopverbund erfordert zumindest die separate planerische Behandlung unterschiedlicher Habitatanspruchstypen, da deren Korridore stark voneinander abweichen können.

Dieses Ergebnis entspricht dem aus den ökologischen Grundlagen offensichtlichen Umstand, dass die Biotopverbundsysteme mehrerer Arten bzw. ökologischer Anspruchstypen in

Abhängigkeit von Habitatansprüchen und Matrixüberwindungspotenzial stark unterschiedlich sind. Bei den starken Abweichungen, die durch entsprechende Änderungen der Eingangsparameter entstehen, handelt es sich daher um einen Effekt, welcher auf gesichertem ökologischen Wissen basierenden Hypothesen entspricht, also konstruktvalid ist. Er entspricht jedoch nicht der Anforderung einer möglichst geringen Sensitivität des Modells, welche aus den Grenzen des für die Kalibrierung zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens erwächst.

Soweit regionalplanerische Festsetzungen im Rahmen eines künftigen Regionalplans Metropole Ruhr mit Hilfe der Analyseergebnisse begründet werden, steht mit den durchgeführten Sensitivitätsanalysen eine räumlich hochgradig differenzierte Aussage in Bezug auf die den Analyseergebnissen innewohnende Unsicherheit zur Verfügung.

Der räumliche Differenzierungsgrad der Ergebnisse ist wesentlich höher (30x30 Meter bzw. 5x5 Meter Rasterzellengröße), als es für den gebietsscharfen Darstellungsmaßstab der Regionalplanung erforderlich wäre. Er entspricht auch den Anforderungen eines Einsatzes auf den Maßstabsebenen der kommunalen Bauleitplanung.

In Bezug auf die Anforderungen an die Sensitivität des Modells ist festzustellen:

- Die durchgeführten Cost-Corridor-Analysen zeigen um den Referenzkostenset, der zur Kalibrierung der Kostensets der ökologischen Anspruchstypen eingesetzt wurde, einen den Anforderungen entsprechenden Toleranzbereich in Bezug auf die kardinalen Abstände zwischen den Kostenniveaus.
- Änderungen in Bezug auf die ordinale Rangfolge der Kostenbewertung von Flächennutzungstypen führen zu so erheblichen Abweichungen in den Ergebnissen, dass stark unterschiedliche Steuerungsentscheidungen abzuleiten sind. Hier besteht kein den Anforderungen entsprechender Toleranzbereich. Da ein derartiger Toleranzbereich allgemeinen ökologischen Erkenntnissen widersprochen hätte, würde das Modell im Falle des Bestehens eines entsprechenden Toleranzbereiches die Anforderungen im Bereich der Konstruktvalidität nicht erfüllen.

6.4 Fazit

Die Modellierung des strukturellen und funktionalen Verbundes bildet die regionalen Erfordernisse des strukturellen Freiraumverbundes sowie des funktionalen Biotopverbundes in Nord-Süd-Richtung zwischen Lippeaue und Ruhrtal flächendeckend ab. Die sich aus dem vorgesehenen Einsatzzweck des Modells ergebenden Anforderungen sind damit erfüllt.

Das Modell operationalisiert die Definition des Biotopverbundes in Nordrhein-Westfalen als gleichzeitig struktureller und funktionaler Verbund mit Hilfe des nach herrschender Literaturmeinung besten aktuell zur Verfügung stehenden methodischen Instruments (vgl. Chardon et al. 2003; Sutcliffe et al. 2003; Verbeylen et al. 2003; Coulon et al. 2004; Vignieri 2005; Stevens et al. 2006 sowie Beier et al. 2008). Die im Rahmen der Modellierung getroffenen Prämissen sind transparent, die Ergebnisse intuitiv verständlich und die verbleibenden Unsicherheiten im Rahmen von Sensitivitätsanalysen flächenscharf ermittelt und dokumentiert. Die Anforderungen in Bezug auf intuitive Verständlichkeit sowie fachliche Nachvollziehbarkeit und Transparenz, welche sich aus den Rahmenbedingungen, unter denen das Modell eingesetzt werden soll ergeben, sind hiermit erfüllt.

Die durchgeführte Modellierung von strukturellen und funktionalen Verbundkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue mittels Cost-Corridor-Analysen setzt das nach herrschender Literaturmeinung grundsätzlich plausible naturschutzfachliche Konzept des Biotopverbundes adäquat auf der regionalen Ebene um. Es sind keine Unstimmigkeiten in Bezug auf Struktur, Mechanismen oder das allgemeine Verhalten des Modells erkennbar. Mit Ausnahme einer für

die Evaluation allerdings unerheblichen Unschärfe bei der Reklassifikation von Ergebnissen mittels ArcGIS 9.2. liegen keine Hinweise auf technische oder mechanische Fehler vor. In diesem Sinne ist das Modell als inhaltsvalide zu bezeichnen.

Das Modell entspricht vorhandenem ökologischen Wissen, indem es grundsätzlich nachvollziehbare Ergebnisse produziert, welche durch einen Vergleich mit den ökologischen Grundlagen, welche dem Konzept des Biotopverbundes zu Grunde liegen, nicht unmittelbar falsifizierbar sind (vgl. Kap. 3.1). Das Modell ist vor dem Hintergrund des zur Verfügung stehenden ökologischen Wissens als konstruktvalide zu bezeichnen.

Es existieren bislang weder andere Modelle, welche die Lage von strukturellen oder funktionalen Verbundkorridoren zwischen Ruhrtal und Lippeaue abbilden, noch geeignete ökologische Felddaten, auf deren Basis sich entsprechende Aussagen ableiten bzw. Modellergebnisse falsifizieren ließen. Das einzige bekannte, durch ökologische Felddaten validierte Cost-Corridor-Modell (vgl. Driezen et al. 2007) wurde zur Kalibrierung eingesetzt und steht damit nicht mehr für eine Validierung zu Verfügung. Aussagen in Bezug auf die externe oder interne Kriteriumsvalidität können vor diesem Hintergrund zum jetzigen Zeitpunkt nicht getroffen werden.

Die durchgeführten Sensitivitätstests zeigen einen Toleranzbereich um den zur Kalibrierung eingesetzten Referenzkostenset, in dem Abweichungen nur unerhebliche Änderungen in den Ergebnissen bewirken. Änderungen in Bezug auf ordinale Bewertungen von Flächennutzungstypen führen jedoch zu so erheblichen Abweichungen in den Ergebnissen, dass stark unterschiedliche Steuerungsentscheidungen abzuleiten sind. Die Sensitivität des Modells entspricht in diesem Punkt den aus dem verfügbaren ökologischen Wissen resultierenden Erwartungen. Unterschiedliche Habitatansprüche und ein unterschiedliches Potenzial zur Überwindung von Matrixwiderständen müssen in unterschiedlichen Biotopverbundkorridoren resultieren.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das Modell die Anforderungen, welche sich aus dem vorgesehenen Einsatz zur Berücksichtigung der Erfordernisse der strukturellen und funktionalen Landschaftskonnektivität im Rahmen des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr ergeben, erfüllt. Es ist davon auszugehen, dass im Falle einer Berücksichtigung der Ergebnisse des Modells sachgerechtere planerische Abwägungsentscheidungen getroffen werden können als ohne.

7 Quellen

7.1 Literatur

- Adriaensen, F.; Chardon, J. P.; de Blust, G.; Swinnen, E.; Villalba, S.; Gulinck, H. & Matthysen, E. (2003): The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. In: *Landscape and Urban Planning* 4 (64): S. 233-247.
- Adriaensen, F.; Mwangi, G.; Mwang'ombe, J.; Matthysen, E. & Lens, L. (2007): Restoration and Increase of Connectivity among Fragmented Forest Patches in the Taita Hills, South-east Kenya, CEPF project 1095347968, Part III Technical Report.
- Aichmüller, R. (2005): Biotopverbund – Von der regionalen Vernetzung zum länderübergreifenden Biotopverbund: Herausforderung für den Naturschutz. In: *Jahrbuch Naturschutz Hessen* 9: S. 261-263.
- Albrecht, J. & Leibenath, M. (2008): Biotopverbund im Planungsrecht. In: *Zeitschrift für Umweltrecht* 11 (19): S. 518-526.
- Allendorf, F. W. & Luikart, G. (2007): *Conservation and the Genetics of Populations*. Blackwell, Malden, 664 S.
- Altmoos, M. (1999): Netzwerke von Vorrangflächen. Ein methodischer Rahmen zur Planung und Optimierung von Gebietsystemen für den Naturschutz. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 12 (31): S. 357-367.
- Altmoos, M.; Mothes-Wagner, U. & Wagner, G. (2002): Regionale Verantwortung für Arten und Lebensräume: Faunistisches Zielartensystem und NATURA 2000 in der Region Burgwald. In: *Nordhessische Gesellschaft für Naturkunde und Naturwissenschaften (NGNN) e. V. (Hrsg.): Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 7: S. 27-40.
- Amler, K.; Bahl, A.; Henle, K.; Kaule, G.; Poschlod, P. & Settele, J. (Hrsg.) (1999): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 336 S.
- Andersson, E. (2006): Urban Landscapes and Sustainable Cities. In: *Ecology and Society* 11 (11). Online verfügbar unter: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34/>
Zuletzt geprüft am: 27.11.2009
- Andrén, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. In: *Oikos* 3 (71): S. 355-366.
- Angold, P. G.; Sadler, J. P.; Hill, M. O.; Pullin, A.; Rushton, S.; Austin, K.; Small, E.; Wadsworth, R.; Sanderson, R. & Thompson, K. (2006): Biodiversity in urban habitat patches. In: *Science of the Total Environment* (360): S. 196-204.
- Arbeitsgemeinschaft Seseke-Landschaftspark (Hrsg.) (1993): *Seseke Landschaftspark, Regionaler Grünzug G - Dokumentation*. IBA Emscher Park, Unna.
- Arnberger, E. (1997): *Thematische Kartographie. Mit einer Kurzeinführung über EDV-unterstützte Kartographie und Quellen der Fernerkundung*. 4. Aufl. Westermann, Braunschweig: Westermann, 241 S.
- Ashley, E. P. & Robinson, J. T. (1996): Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. In: *Canadian Field Naturalist* 3 (110): S. 403-412.
- Auhagen, A., Ermer, K. & Mohrmann, R. (Hrsg.) (2002): *Landschaftsplanung in der Praxis*. Ulmer, Stuttgart, 416 S.

- Baier, H.; Erdmann, F.; Holz, R. & Waterstraat, A. (Hrsg.) (2000): Die Bedeutung unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Tierarten mit großen Raumannsprüchen. BMBF-Verbundprojekt: Auswirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumannsprüchen. Springer, Berlin, 685 S.
- Baier, H.; Erdmann, F.; Holz, R. & Waterstraat, A. (Hrsg.) (2005): Freiraum und Naturschutz. Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft. Springer, Berlin, 692 S.
- Bairlein, F. (1991): Biotopverbundsysteme und das Mosaik-Zyklus-Konzept. Laufener Seminarbeitrag 5/91: S. 45-51.
- Balzer, S. (2000): Internationale Schutzgebietssysteme, insbesondere Natura 2000 als Bestandteil eines bundesweiten Vorrangflächenkonzeptes. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 63: S. 147-168.
- Bander, J. L. & White, C. C. (1998): A heuristic search algorithm for path determination with learning. IEEE Transactions on Systems Man and Cybernetics Part A – Systems and Humans 28: S. 131-134.
- Bani, L.; Baietto, M.; Bottoni, L. & Massa, R. (2002): The Use of Focal Species in Designing a Habitat Network for a Lowland Area of Lombardy, Italy. In: Conservation Biology 3 (16): S. 826-831.
- Baum, K. A.; Haynes, K. J.; Dilleuth, F. P. & Cronin, J. T. (2004): The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. In: Ecology 10 (85): S. 2671-2676.
- Baumeister, R. (1876): Stadt-Erweiterungen in technischer, baupolizeilicher und wirtschaftlicher Beziehung. Ernst & Korn, Berlin, 492 S.
- Becher, S. A. & Griffiths, R. (1998): Genetic differentiation among local populations of the European hedgehog *Erinaceus europaeus* in mosaic habitats. In: Molecular Ecology 11 (7): S. 1599-1604.
- Beckmann, S. (o.J.): Biotopverbund in Schleswig-Holstein - Ziele und Umsetzung: Biotopverbund in Stadt und Land. Chance für Naturschutz und Landschaftsplanung. UMWELTmesse, Bd. 5, Neumünster: S. 7-37.
- Beier, P. & Noss, R. F. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? In: Conservation Biology 6 (12): S. 1241 - 1252.
- Beier, P. (1995): Dispersal of cougars in fragmented habitat. In: Journal of Wildlife Management 2 (59): S. 228-237.
- Beier, P.; Majka, D. R. & Spencer, W. D. (2008): Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. In: Conservation Biology 4 (22): S. 836-851.
- Beier, P.; Penrod, K. L.; Luke, C.; Spencer, W. D. & Cabanero, C. (2007): South Coast Missing Linkages: restoring connectivity to wildlands in the largest metropolitan area in the USA. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (Hrsg.): Connectivity Conservation. Conservation Biology 14: S. 555-586.
- Bélisle, M. & Desrochers, A. (2002): Gap-crossing decisions by forest birds: An empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. In: Landscape Ecology 3 (17): S. 219-231.
- Bélisle, M. (2005): Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioural landscape ecology. In: Ecology 8 (86): S. 1988-1995.

- Benedict, M. A. & McMahon, E. T. (2006): Green Infrastructure. Linking Landscapes and Communities. Island Press, Washington, D. C., 299 S.
- Bennett, A. F. (1999): Linkages in the Landscape: The Roles of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Gland & Cambridge, International Union for the Conservation of Nature, 245 S.
- Berner, K. (2000): Der Habitatschutz im europäischen und deutschen Recht – die FFH-Richtlinie der EG und ihre Umsetzung in der Bundesrepublik Deutschland. Nomos-Verlags-Gesellschaft, Baden-Baden, 248 S.
- Biró, E.; Bouwma, I. & Grobelnik, V. (Hrsg.) (2006): Indicative map of the Pan-European Ecological Network in South-Eastern Europe - Technical Background document. ECNC Technical Report Series, ECNC, Tilburg, the Netherlands.
- Blab, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 18, 3. erweiterte und neubearbeitete Auflage, Kilda-Verlag, Greven, 150 S.
- Blab, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. In: Natur und Landschaft 9 (67) : S. 419-424.
- Blab, J. (2004): Bundesweiter Biotopverbund. Konzeptansatz und Strategien der Umsetzung. In: Natur und Landschaft 12 (79): S. 534-543.
- Blab, J. (Hrsg.) (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. Auflage. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. 4., erweiterte und neubearbeitete Auflage, Bonn-Bad Godesberg: Kilda-Verlag, S. 479.
- Blab, J.; Terhardt, A. & Zsivanovits, K.-P. (1989): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil I: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelder Ländchen. Kilda Verlag, Steinfurt, 223 S.
- Blaschke, T. (1999): Quantifizierung von Fragmentierung, Konnektivität und Biotopverbund mit GIS. In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI : Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999: S. 60-73.
- Boitani, L.; Falucci, A.; Maiorano, L. & Rondinini, C. (2007): Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. In: Conservation Biology 6 (21): S. 1414- 1415.
- Bondy, J. A. & Murty, U. S. R. (Hrsg.) (1982): Graph theory with application. 5. Auflage, 270 S.
- Bonnin, M.; Bruszik, A.; Delbaere, B.; Lethier, H.; Richard, D.; Rientjes, S.; Uden, van G. & Terry, A. (2007): The Pan-European Ecological Network: taking stock. In: Council of Europe (Hrsg.): Nature and Environment 146, Council of Europe Publishing, Straßburg, 116 S.
- Bortz, J. & Döring, N. (2006): Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler. 4. Auflage, Springer, Berlin, 889 S.
- Bottin, S. (2005): Die Einrichtung von Biotopverbundsystemen nach den Vorgaben des internationalen, europäischen und bundesdeutschen Naturschutzrechts. Umweltrecht in Forschung und Praxis 22, Kovac, Hamburg, 440 S.
- Bouwma, I.; Foppen, R. P. & Opstal, A. J. van (2004): Ecological corridors on a European scale: A topology and identification of target species. In: Jungman, R. H. G. (Hrsg.):

- Ecological networks and greenways – concept, design, implementation. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK: S. 94-105.
- Bowen-Jones, E. & Entwistle, A. (2002): Identifying appropriate flagship species: The importance of culture and local contexts. In: *Oryx* 2 (36): S. 189-195.
- Box, G. E. P. & Draper, N. R. (1987): Empirical model-building and response surfaces. John Wiley & Sons, New York, 688 S.
- Brandstätter, Leonhard & Arnberger, Erik (1983): Gebirgskartographie. Der topographisch-kartographische Weg zur geometrisch integrierten Gebirgsformendarstellung, erläutert an alpinen Beispielen. Deuticke, Wien, 319 S.
- Braun-Blanquet, J. & Furrer, E. (1913): Remarque sure l'étude des groupements des plants. In: *Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie* (36): S. 20-41.
- Breining, D. R., & Carter, G. M. (2003): Territory quality transitions and source – sink dynamics in a Florida scrub-jay population. In: *Ecological Applications* 2 (13): S. 516-529.
- Breitenmoser, U.; Kaczensky, P.; Dötterer, M.; Breitenmoser-Würsten, C.; Capt, S.; Bernhart, F. & Liberek, M. (1993): Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a reintroduced population in the Swiss Jura Mountains. In: *Journal of Zoology* 3 (231): S. 449-464.
- Breuste, J. H. (1994): Urbanisierung des Naturschutzgedankens – Gegenwärtige Probleme des Stadtnaturschutzes. In: *Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege* (49): S. 117-127.
- Bruns, D. (Hrsg.) (2004): Ballungsräume und ihre Freiflächen. Arbeitsberichte des Fachbereichs Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung 157, Univ. Fachbereich Architektur Stadtplanung Landschaftsplanung, Kassel, 55 S.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bonifatius GmbH, Paderborn, 178 S.
- Bunn, A. G.; Urban, D. L. & Keitt, T. H. (2000): Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 4 (59): S. 265-278.
- Bunnell, F. L. (1989): *Alchemy and Uncertainty: What Good Are Models?* Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-232. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 27 S.
- Burgess, R. L.; Sharpe, D. M. (1981): Forest island dynamics in man-dominated landscapes. *Ecological studies*, 41, New York: Springer.
- Burkhardt, R.; Baier, H. & Bendzko, U. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG "Biotopverbund". Ergebnisse des Arbeitskreises "Länderübergreifender Biotopverbund" der Länderfachbehörden mit dem BfN. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): *Naturschutz und biologische Vielfalt 2*. Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg, 84 S.
- Burkhardt, R.; Baier, H.; Bendzko, U.; Bierhals, E.; Finck, P.; Jenemann, K. (2003): Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG "Biotopverbund". In: *Natur und Landschaft* 9 (78): S. 418-426.
- Cantwell, M. D. & Forman, R. T. T. (1993): Landscape graphs: Ecological modelling with graph-theory to detect configurations common to diverse landscapes. In: *Landscape Ecology* 4 (8): S. 239-255.

- Carl, M. & Jessel, B. (1998): Strukturierte Bibliographie „Zielarten – Leitarten – Indikatorarten“ – eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.): Zielarten – Leitarten – Indikatorarten. Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit. Fachtagung 25.-26. März 1998 in Eching bei München: S. 229-273.
- Carroll, C.; Noss, R. F. & Paquet, P. C. (2001): Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. In: *Ecological Applications* 4 (11): S. 961-980.
- Chardon, J. P.; Adriaensen, F. & Matthysen, E. (2003): Incorporating landscape elements into a connectivity measure: A case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). In: *Landscape Ecology* 6 (18): S. 561-573.
- Clergeau, P. & Desire, G. (1999): Biodiversité, paysage et aménagement: Du corridor à la zone de connexion biologique. In: *Mappemonde* 3 (55): S. 19-23.
- Cook, E. A. (2002): Landscape structure indices for assessing urban ecological networks. In: *Landscape and Urban Planning* 2-4 (58): S. 269-280.
- Cooper, C. B.; Walters, J. R. & Priddy, J. (2002): Landscape patterns and dispersal success: simulated population dynamics in the brown treecreeper. In: *Ecological Applications* 6 (12): S. 1576-1587.
- Coulon, A.; Cosson, J. F.; Angibault, J. M.; Cargnelutti, B.; Galan, M.; Morellet, N.; Petit, E.; Aulagier, S. & Hewison, A. J. M. (2004): Landscape connectivity influences gene flow in roe deer population inhabiting a fragmented landscape: An individual-based approach. In: *Molecular Ecology* 9 (13): S. 2841-2850.
- Council of Europe, UNEP & European Centre for Nature Conservation (Hrsg.) (1996): The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, a vision for Europe's natural heritage. *Nature and Environment* 74, Council of Europe, Strasbourg, Tilburg, 68 S.
- Courtney, H.; Kirkland, J. & Viguierie, P. (1997): Strategy under uncertainty. In: *Harvard Business Review* 6 (75): S. 66-79.
- Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (2007): Connectivity Conservation: Maintaining connections for nature. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (Hrsg.): *Connectivity Conservation*. *Conservation Biology* 14: S. 1-19.
- Dale, V. H.; Pearson, S. M.; Offerman, H. L. & O'Neill R. V. (1994): Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the central Amazon. In: *Conservation Biology* 4 (8): S. 1027-1036.
- Damschan, E. I.; Haddad, N. M.; Orrock, J. L.; Tewskburry, J. J. & Levey, D. J. (2006): Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. In: *Science* 5791 (313): S. 1284-1286.
- Davy, B. (2004): Die Neunte Stadt. Wild Grenzen und Städtereion Ruhr 2030. Müller + Busmann KG, Wuppertal, 303 S.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.) (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. In: Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.): Metzler-Poeschel, Stuttgart, 467 S.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.) (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. In: Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.): Metzler-Poeschel, Stuttgart, 685 S.

- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.) (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Metzler-Poeschel, Stuttgart, 542 S.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.) (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden, 669 S.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (Hrsg.) (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 597 S.
Online verfügbar unter:
http://www.umweltrat.de/cae/servlet/contentblob/465568/publicationFile/33871/2008_Umweltgutachten_HD_Kurzfassung.pdf
Zuletzt geprüft am: 27.11.2009
- Der Spiegel (1999): Die Brüsseler Republik. Heft 52, 136 S.
- Desrochers, A.; Rochefort, L. & Savard, J. P. L. (1998): Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. In: Canadian Journal of Zoology 6 (76): S. 989-997.
- Dettmar, J. (1999): Neue Wildnis. In: Dettmar, J. & Ganser, K. (Hrsg.) (1999): IndustrieNatur – Ökologie und Gartenkunst im Emscher Park. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), S. 134-153.
- Dijkstra, E. W. (1959): A note on two problems in connexion with graphs. In: Numerische Mathematik 1 (1): S. 269-271.
- Doncaster, C. P. (1994): Factors regulating local variations in abundance: field tests on hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). In: Oikos 2 (69): S. 182-192.
- Doncaster, C. P.; Rondinini, C. & Johnson, P. C. D. (2001): Field test of correlates of dispersal in hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). In: Journal of Animal Ecology 1 (70): S. 33-46.
- Drielsma, M.; Ferrier, S. & Manion, G. (2007): A raster-based technique for analysing habitat configuration: The cost-benefit approach. In: Ecological Modelling 3-4 (202): S. 324-332.
- Driezen, K.; Adriaensen, F.; Rondinini, C.; Doncaster, C. P. & Matthysen, E. (2007): Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). In: Ecological Modelling 2-4 (209): S. 314-322.
- Dudenredaktion (Hrsg.) (2006): Duden. Die deutsche Rechtschreibung. Das umfassende Standardwerk auf der Grundlage der neuen amtlichen Regeln. 24. Auflage, Dudenverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich, 1216 S.
- Duelli, P. (1989): Methoden zur Bewertung naturnaher Flächen aufgrund von Fallbeispielen. Konzeptionelles Einschaltkapitel zum Schluss-Teilbericht der Forschungsgruppe Fauna (WSL Birmensdorf ZH) für das NFP „Boden“-Projekt 238a. Mskr., Birmensdorf, 21 S.
- Duelli, P. (1992a): Biotopverbund bei Wirbellosen. In: Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Heimatschutz Baselland (Hrsg.): Biotopverbund – die wirksame Strategie gegen den Artenschwund? Referate der Tagung vom 26. Januar 1991, Muttenz/Schweiz: S. 16-20.
- Duelli, P. (1992b): Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (21): S. 379-384.
- Duncan, P.; Hewison, A. J. M.; Houte, S.; Rosoux, R.; Tournebize, T.; Dubs, F.; Burel, F. & Bretagnolle, V. (1999): Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in

- an internationally important wetland, and their effect on the guild of wintering ducks. In: *Journal of Applied Ecology* 1 (36): S. 11-23.
- Dunning, J. B. Jr.; Danielson, B. J.; Noon, B. R.; Root, T. L. Lamberson, R. H.; Stevens, E. E. & Stewart, D. J. (1995): Spatially explicit population models: Current forms and future uses. In: *Ecological Applications* 1 (5): S. 3-11.
- Dyck, H. Van (2005): Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? In: *Basic and Applied Ecology* 6 (6): S. 535-545.
- Elkie, P. C.; Rempel, R. S. & Carr, A. P. (1999): Patch Analyst User's Manual – A tool for quantifying landscape structure. Ont. Min. Natur. Resour. Northwest Science & Tech. Thunderbay, Ontario, 16 S.
Online verfügbar:
http://sof.eomf.on.ca/Biological_Diversity/Ecosystem/Fragmentation/Indicators/Shape/Documents/patch_analyst_users_manual.pdf
Zuletzt geprüft am: 27.11.2009
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage, Scripta Geobotanica, Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, 122 S.
- Erickson, D. (2006): MetroGreen - Connecting Open Space in North American Cities. Island Press, Washington, Covelo, London, 333 S.
- Erz, W. & Klausnitzer, B. (1998): Fauna. In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis: S. 266-312.
- Fagan, W. F. & Calabrese, J. M. (2007): Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (Hrsg.): Connectivity Conservation. *Conservation Biology* 14: S. 297-317.
- Fahrig, L. (1997): Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. In: *Journal of Wildlife Management* 3 (61): S. 603-610.
- Fahrig, L. (2001): How much habitat is enough? In: *Biological Conservation* 1 (100): S. 603-610.
- Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. In: *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 1 (34): S. 487-515.
- Fahrig, L.; Pedlar, J. H.; Pope, S. E.; Taylor, P. D. & Wegner, J. F. (1995): Effect of road traffic on amphibian density. In: *Biological Conservation* 3 (73): S. 177-182.
- Ferreras, P. (2001): Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. In: *Biological Conservation* (100): S. 125-136.
- Finck, P.; Riecken, U. & Ullrich, K. (2005): Europäische Dimension des Biotopverbunds in Deutschland. In: *Natur und Landschaft* 8 (80): S. 364-369.
- Finke, L. (1994): Landschaftsökologie. 2. Auflage, Das geographische Seminar, Westermann, Schulbuchverlag, Braunschweig, 232 S.
- Finke, R. (2002): Schutz und Management von Natura-2000-Gebieten in NRW und anderen Bundesländern. Häusliche Prüfungsarbeit im Rahmen des Referendariats der Landespflege. Oberprüfungsamt für die Höheren Technischen Verwaltungsbeamten. Frankfurt am Main, Verfügbar über die Bibliothek des BfN (Bonn): 120 S.
- Fleishman, E.; Murphy, D. D. & Blair, R. B. (2001): Selecting Effective Umbrella Species. In: *Conservation Biology in Practice* 2 (2): S. 17-23.

- Foppen, R. P. B. (2000): Corridors of the Pan-European Ecological Network. Concepts and examples for terrestrial and freshwater vertebrates. European Centre for Nature Conservation (ECNC publication technical report series), Tilburg, 56 S.
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. (1998): Roads and their major ecological effects. In: Annual Review of Ecology and Systematics (29): S. 207-231.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. (1986): Landscape Ecology. New York: John Wiley & Son, 640 S.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T. & Winter T. C. (2003): Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington D.C., 481 S.
- Foster, R. B. (1980): Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. In: Soulé, M. E. & Wilcox, B. A. (Hrsg.): Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates Inc, Sunderland: S. 75-93.
- Fritz, H. (2007): Management Entwicklung Vegetation. Masterplan Emscher Landschaftspark 2010 – Grundlage für ein regionales Parkpflegewerk. In: Stadt + Grün 8/2007: S. 19-22.
- Fuchs, D.; Hänel, K.; Jeßberger, J.; Lipski, A.; Reck, H.; Reich, M.; Sachteleben, J.; Finck, P. & Riecken, U. (2007): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. In: Natur und Landschaft 8 (82): S. 345-351.
- Fuhrich, M. & Böcker, M. (2006): Stadtquartiere im Umbruch. Infrastruktur im Stadtumbau - Chancen für neue Freiräume. Werkstatt 42, Selbstverlag des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung, Bonn, 46 S.
- für Arten und Lebensräume. In: Natur in NRW 2 (33): S. 18-22.
- Fürst, D. & Ritter, E.-H. (1993): Landesentwicklungsplanung und Regionalplanung: Ein verwaltungswissenschaftlicher Grundriss. 2., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Werner-Verlag, Düsseldorf, 216 S.
- Fürst, F.; Himmelbach, U. & Potz, P. (1999): Leitbilder der räumlichen Stadtentwicklung im 20. Jahrhundert – Wege zur Nachhaltigkeit? Teilbericht des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Forschungsprojekts „Vergleich räumlicher Stadtstrukturen auf Sozial- und Umweltverträglichkeit“. Berichte aus dem Institut für Raumplanung 41. IRPUD, Dortmund, 90 S.
- Gälzer, R. (2001): Grünplanung für die Städte. Planung, Entwurf, Bau und Erhaltung. E. Ulmer Verlag, Stuttgart (Hohenheim), 408 S.
- Gassner, E.; Bedomir-Kahlo, G.; Schmidt-Räntsch, A. & Schmidt-Räntsch, J.(2003): Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Kommentar. 2. vollständig neubearbeitete Auflage, Verlag C. H. Beck, München, 1300 S.
- Geißler-Strobel, S.; Trautner, J.; Jooß, R.; Hermann, G. & Kaule, G. (2006): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Ein Planungswerkzeug zur Berücksichtigung tierökologischer Belange in der kommunalen Praxis. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 12 (38): S. 361-369.
- Gellermann, M. (2001): Natura 2000 – Europäisches Habitatschutzrecht und seine Durchführung in der Bundesrepublik Deutschland. 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage, Springer-Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 293 S.

- Genkinger, R.; Biedermann, U. & Hake, D. (2008): Biotopverbundplanung in Nordrhein-Westfalen. Ein wichtiges Instrument zur Sicherung und Entwicklung eines Verbundsystems
- Gentil, S. & Blake, G. (1981): Validation of complex ecosystems models. In: *Ecological Modelling* 1-2 (14): S. 21-38.
- Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. (1986): Minimum viable populations: Process of species extinction. In: Soulé, M. E. (Hrsg.): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*: S. 19-34.
- Glowka, L.; Burhenne-Guilmin, F.; Synge, H.; McNeely, J. A. & Gundling, L. (1994): A guide to the convention on biological diversity. *Environmental Policy Paper 30*, Island Press, Gland, Cambridge, 173 S.
- Gobster, P. H. & Westpahl, L. M. (2004): The human dimensions of urban greenways: planning for recreation and related experiences. In: *Landscape and Urban Planning* 2-3 (68): S. 147-165.
- Goetzke, R.; Over, M. & Braun, M. (2006): A method to map land-use change and urban growth in North Rhine-Westphalia (Germany). In: *Proceedings of the 2nd Workshop of the EARSel SIG on Land Use and Land Cover*, 28-30. Sept. 2006, Bonn.
- Goodall, D. W. (1972): Building and testing ecosystem models. In: Jeffers, J. N. R. (Hrsg.): *Mathematical Models in Ecology*: S. 173-194.
- Grant, W. E.; Pederson, E. K. & Martin, S. L. (1997): *Ecology and Natural Resources Management: System Analysis and Simulation*. New York: Wiley, 373 S.
- Grau, S. (1998): Überblick über Arbeiten zur Landschaftszerschneidung sowie zu unzerschnittenen Räumen in der Bundes-, Landes- und Regionalplanung Deutschlands. In: *Natur und Landschaft* 10 (73): S. 427-434.
- Greiving, S.; David, C.-H.; Blotvogel, H.-H. (2008): Evaluierung des Planungsinstrument Regionaler Flächennutzungsplan (RFNP) – durchgeführt am Vorentwurf des RFNP der Regionalen Planungsgemeinschaft “Städteregion Ruhr”. Gutachten für das MWWE. MS, Dortmund, 78 S.
- Grimm, V. & Railsback, S. F. (Hrsg.) (2005): *Individual-based Modeling and Ecology*. Princeton und Oxford, Princeton University Press, 421 S.
- Groot, R. de (2006): Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. In: *Landscape and Urban Planning* 3-4 (75): 175-186.
- Gross, J. & Yellen, J. (Hrsg.) (1999): *Graph Theory and its Applications*. The CRC Press series on discrete mathematics and its applications. CRC Press, Boca Raton, 600 S.
- Gruehn, D.; Finke, R. & Roth, M. (2008): *Landschaftsplanung im Bundesnaturschutzgesetz nach der Föderalismusreform*. LLP-report 004, 64 S.
- Gruttke, H. (2004): *Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten*. Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg, 280 S.
- Gruttke, H.; Ludwig, G.; Schnittler, M.; Binot-Hafke, M.; Fritzlar, F.; Kuhn, J.; Assmann, T.; Brunken, H.; Denz, O.; Detzel, P.; Henle, K.; Kuhlmann, M.; Laufer, H.; Matern, A.; Meinig, H.; Müller-Motzfeld, G.; Schütz, P.; Voith, J. & Welk, E. (2004): *Memorandum: Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Arten*. Biologische Vielfalt 8, Bundesamt für Naturschutz, Bonn: S. 273-280.

- Gustafson, E. J. & Gardner R. H. (1996): The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. In: *Ecology* 1 (77): S. 94-107.
- Gustafson, E. J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: What is state of the art? In: *Ecosystems* 2 (1): S. 143-156.
- Haaren, C. von & Reich, M. (2004): The German way to greenways and habitat networks. In: *Landscape and Urban Planning* 1-4 (76): S. 7-22.
- Haaren, C. von (Hrsg.) (2004): *Landschaftsplanung*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 527 S.
- Haddad, N. M.; Bowne, D. R.; Cunningham, A.; Danielson, B. J.; Levey, D. J.; Sargent, S. & Spira, T. (2003): Corridor use by diverse taxa. In: *Ecology* 3 (84): S. 609-615.
- Haefner, J. W. (1996): Modelling Biological Systems: Principles and Applications. In: *Forest Ecology and Management* (96): S. 185-187.
- Hahn, K.-G. (1991): *Das Recht der Landschaftsplanung. Bestandsaufnahme, Würdigung und Fortentwicklungsmöglichkeiten. Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung* 137. Münster, 358 S.
- Haller, H. (1997): Erfahrungen mit dem Luchs in der Schweiz und Konsequenzen für die Wiederansiedlung in Nationalparks. In: *Bezirksregierung Braunschweig – Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.): Expertenkolloquium zur Frage der Wiederansiedlung des Luchses im Harz*: S. 49-53.
- Handke, K. & Hellberg, F. (2007): Entwicklung eines Zielartenkonzeptes für Bremen als Grundlage für ein Naturschutzmonitoring. Vorgehensweise, Ergebnis und Anwendung. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 2 (39): S. 37-46.
- Hänel, K. (2006): GIS-Einsatz bei der Planung „ökologischer Netzwerke“ auf überörtlichen Ebenen. In: *Kleinschmit, B. & Walz, U. (Hrsg.): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Beiträge zum Workshop der IALE-AG Landschaftsstruktur*: S. 73-83.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. (1991): Metapopulation dynamics: Brief history and conceptual domain. In: *Biological Journal of the Linnean Society* 1-2 (42): S. 3-16.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. (1997): *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, London, 512 S.
- Hanski, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. In: *Journal of Animal Ecology* 1 (63): S. 151-162.
- Happel, H. (1941): *Das Dreikörperproblem. Vorlesungen über Himmelsmechanik*. K. F. Koehler Verlag Leipzig, 526 S.
- Harary, F. (1969): *Graph Theory*. Addison-Wesley, Reading, Mass, 274 S.
- Hard, G. (1994): Die Natur, die Stadt und die Ökologie. Reflexionen über "Stadtnatur" und "Stadtökologie". In: *Ernste, H. (Hrsg.): Pathways to human ecology. From observation to commitment*. Bern: S. 161-180.
- Harris L. D. & Scheck, J. (1991): From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In: *Saunders, D. A., Hobbs, R. J. (Hrsg.): Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton: S. 189-200.
- Harris, L. D. & Miller, K. R. (1984): *The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. University of Chicago Press, Chicago, 206 S.

- Harrison, S. & Bruna, E. (1999): Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? In: *Ecography* 3 (22): S. 225-232.
- Hastings, A. (1996): Models of spatial spread: A synthesis. In: *Biological Conservation* 1-2 (78): S. 143-148.
- Hauröder, A.; Herforth, A.; Hübschen, J.; Schmidt, A.; Schulte, G. & Schulzke, H. (1993): Regionalplanung und Biotopverbund im Ballungsraum des Ruhrgebietes. In: *Berichte zur deutschen Landeskunde* 67, 2: S. 387-404.
- Heinl, T.; Kaule, G.; Heck, T. & Friedrich, R. (1999): Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg – Entwurf zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms im Auftrag des Landes Baden-Württemberg. Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.
- Hellenbroich, T. (2004): Rechtliche Aspekte der Umsetzung des Biotopverbunds. In: *Natur und Landschaft* 7 (79): S. 296-302.
- Hellmund, P. C. & Smith, D. S. (2006): *Designing Greenways: Sustainable Landscapes for Nature and People*. Island Press, Washington D.C., 270 S.
- Henderson-Sellers, B. & Henderson-Sellers, A. (1996): Sensitivity evaluation of environmental models using fractional factorial experimentation. In: *Ecological Modelling* 2-3 (86): S. 291-295.
- Hertzog, B.; Hintemann, G.; Stagneth, G. & Voigt, I. (2007): GIS-gestützte Biotopverbundmodellierung. Geoinformationssysteme als modernes Instrument zur Unterstützung komplexer Planungsaufgaben. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 6 (39): S. 171-178.
- Heß, C. H. (2001): Habitatwahl und Artenzusammensetzung von Arthropodenpopulationen im urbanen Bereich am Beispiel des Rhein-Main-Ballungsraumes unter besonderer Berücksichtigung der Saltatoria. Mainz. Johannes Gutenberg-Universität, Fachbereich Biologie. Online verfügbar: http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=962822523&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=962822523.pdf
Zuletzt geprüft am: 27.11.2009
- Heydemann, B. (1980): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz. In: Erz, W. (Hrsg.): *Grundlagen und Bedingungen für den Artenschutz. Referate und Ergebnisse des Deutschen Naturschutztages 1980 vom 6. - 9. Juni 1980 in Trier*. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 30: S. 15-83.
- Heydemann, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. In: *Flächensicherung für den Artenschutz*. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 31: S. 21-51.
- Heydemann, B. (1983a): Vorschlag für ein Biotopschutzzonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins – Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. In: Wurzel, A. (Hrsg.): *Ein "Integriertes Schutzgebietssystem" zur Sicherung von Natur und Landschaft - entwickelt am Beispiel des Landes Niedersachsen*. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege DRL 41: S. 95-104.
- Heydemann, B. (1983b): Die Beurteilung von Zielkonflikten zwischen Landwirtschaft, Landschaftspflege und Naturschutz aus der Sicht der Landespflege und des Naturschutzes. In: *Agrarsoziale Gesellschaft (ASG) (Hrsg.): Landwirtschaft, Landschaftspflege, Naturschutz*. Schriftenreihe für ländlichen Naturschutz 88: S. 51-78.

- Heydemann, B. (1983c): Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristigen Veränderungen. In: Dokumentationsstelle der Universität Hohenheim & Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim (Stuttgart) (Hrsg.): Naturschutz in Agrarlandschaften – Tagung über Umweltforschung der Universität Hohenheim, Januar 1983: 9 Vorträge. Daten und Dokumente Umweltschutz, Sonderreihe Umweltagung 35: S. 53-83.
- Higgs, A. J. & Usher, M. B. (1980): Should nature reserves be large or small? In: *Nature* 285 (285): S. 568-569.
- Hinsley, S. A. (2000): The costs of multiple patch use by birds. In: *Landscape Ecology* 8 (15): S. 765-775.
- Hinüber, H. von (2005): Geschichte der überörtlichen Planung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.) (2005): *Handwörterbuch der Raumordnung*, 384 S.
- Hobbs, R. J. (1992): The role of corridors in conservation: Solution or bandwagon? In: *Trends in Ecology and Evolution* 11 (7): S. 389-392.
- Hector, T. S.; Carr, M. H. & Zwick, P. D. (2000): Identifying a Linked Reserve System using a Regional Landscape Approach: The Florida Ecological Network. In: *Conservation Biology* 4 (14): S. 984-1000.
- Holling, C. S. (Hrsg.) (1978): *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons, London: 398 S.
- Horn, R. van (1969): Validation. In: Naylor, T. H. (Hrsg.): *The Design of Computer Simulation Experiments*: S. 232-251.
- House, P. W. (1974): Diogenes revisited – the search for a valid model. In: *Simulation* 4 (23): S. 117-125.
- Hovestadt, T. (1990): Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. In: *Natur und Landschaft* 65 (1): S. 3-8.
- Hovestadt, T.; Roesner, J. & Mühlenberg, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. *Berichte aus der Ökologie Forschung* 1, Forschungszentrum Jülich, Jülich, 277 S.
- Howard, E. (1889): *Garden Cities of To-Morrow*.
- Hübschen, J. & Schmidt, A. (1997): Biotopverbund im Ruhrgebiet. In: *LÖBF-Mitteilungen* 3/97: S. 65-71.
- Hübschen, J. (1997): Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege für den Regierungsbezirk Düsseldorf. In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF): *LÖBF Jahresbericht 1996*.
- Hudson, W. E. (1991): Landscape Linkages and Biodiversity. Half-Day Symposium held in conjunction with the 55. Annual North American Wildlife and Natural Resources Conference. Island Press, Washington, D.C., 222 S.
- Huijser, M. P. (1999): Human impact on populations of hedgehogs *Erinaceus europaeus* through traffic and changes in the landscape. In: *Lutra* (43): S. 39-55.
- Huijser, M. P.; de Vries, J. G. & Bergers, P. J. M. (1998): Hedgehog as traffic victims: How to quantify effects on the population level and the prospects for mitigation. In: Evink, G. L.; Garrett, P. & Berry, J. (Hrsg.): *Proceedings of the International Conference on*

- Wildlife Ecology and Transportation. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL: S. 171-180.
- Imhof, E. (1968): Gelände und Karte. 3., umgearbeitete Auflage. Rentsch, Erlenbach-Zürich (u. a.), 259 S.
- Jedicke, E. & Marschall, I. (2003): Einen Zehnten für die Natur. Retrospektiven und Perspektiven zum Biotopverbund nach §3 BNatSchG. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 4 (35): S. 101-109.
- Jedicke, E. (1990): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer, Stuttgart: 252 S.
- Jedicke, E. (1993): Statistik der Naturschutzgebiete mit Stand vom 1.1.1993. Naturschutz und Landschaftsplanung 3 (25): S. 115- 116.
- Jedicke, E. (1994): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Ulmer, Stuttgart: 287 S.
- Jedicke, E. (2006): Analytical methods and concepts for nature conservation. In: Job, H. & Li, J. (Hrsg.): Natural heritage, ecotourism and sustainable development. Potentials and pitfalls for China. Contributions delivered at the Sino-German Symposium on Natural Heritage, ecotourism and sustainable development, Zhangjiajie (China), 4. - 11. November 2004.
- Job, H. (2000): 'Unzerschnittene verkehrersarme Räume (UVR)' als neue Kategorie des Freiraumschutzes. In: Wissenschaftliches Jahrbuch des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates Pfälzerwald. Vosges du Nord (8): S. 109-119.
- Johnson, A. R.; Wiens, J. A.; Milne, B. T. & Crist, T. O. (1992): Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. In: Landscape Ecology 1 (7): S. 63-75.
- Johnson, D. H. (2001): Validating and Evaluating Models. In: Shenk, T. M. & Franklin, A. B. (Hrsg.): Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation and Application: S. 105-119.
- Jongman, R. H. G.; Külvik, M. & Kristiansen, I. (2004): European ecological networks and greenways. In: Landscape and Urban Planning 2-3 (68): S. 305-319.
- Jonsen, I. D. & Taylor, P. D. (2000a): Calopteryx damselfly dispersions arising from multi-scale responses to landscape structure. In: Conservation Ecology 2 (4): 4 S.
Online verfügbar: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art4>
Zuletzt geprüft am: 27.11.09
- Jonsen, I. D. & Taylor, P. D. (2000b): Fine-scale movement behaviours of calopterygid damselflies are influenced by landscape structure: An experimental manipulation In: Oikos 3 (88): S. 553-562.
- Jooß, R. (2004): Ermittlung von Habitatpotenzialen für Zielartenkollektive der Fauna – Expertensysteme und empirische Ansätze im Landschaftsmaßstab. In: Dormann, C. F. (Hrsg.): Habitatmodelle / Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop 8.-10. Oktober 2003, UFZ, Leipzig: S. 151-166.
- Jooß, R. (2005): Planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen im Landschaftsmaßstab: Kommunale Schutzverantwortung für Zielarten der Fauna. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt. Bonn, Selbstverlag: S.177-183.
- Jooß, R. (2006): Planungsorientierte Abbildung tierökologischer Verbundräume zur Auswahl von Vorranggebieten für den Artenschutz. Validierungsansätze und Anwendung im

- Rahmen des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“. In: Kleinschmit, B. & Walz, U. (Hrsg.): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Beiträge zum Workshop der IALE-AG Landschaftsstruktur. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Bd. S 19, TU Berlin Eigenverlag, Berlin: S. 30-46.
- Jooß, R. (2007): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. In: Burkart, B. & Konold, W. (Hrsg.): Raum-Zeit-Probleme in der Kulturlandschaft. Culterra, (Schriftenreihe des Instituts für Landespflge der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg), Band 51: S. 217-226.
- Joyce, K. A.; Holland, J. M. & Doncaster, C. P. (1999): Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. In: Bulletin of Entomological Research 6 (89): S. 523-531.
- Kareiva, P. M. (1983): Local movement in herbivorous insects applying a passive diffusion model to mark-recapture field experiments. In: Oecologica 3 (57): S. 322-327.
- Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 519 S.
- Kettunen, M.; Terry, A.; Tucker, G. & Jones, A. (2007): Guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major importance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (49/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 S.
- Kiel, E.-F. (2006): Das Zielartenkonzept für den Artenschutz in NRW als ein Beitrag zur nationalen Biodiversitätsstrategie. In: Natur und Umweltschutzakademie NRW (NUA) (Hrsg.): Schutz und Erhalt der Flussperlmuschel in Nordrhein-Westfalen. NUA Heft 5: S. 5-11.
- Klaffke, K. (2005): Kommunale Freiraumplanung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. 4 Auflage, Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover: S. 340-345.
- Klausnitzer, B. (1993): Ökologie der Großstadtf fauna. 2. bearbeitete und erweiterte Auflage. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, 438 S.
- Koch, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz. In: Jahrbuch St. Gallische naturwissenschaftliche Gesellschaft 2 (61): S. 1-144.
- Körner, S. (2005): Natur in der urbanisierten Landschaft. Ökologie, Schutz und Gestaltung. Zwischenstadt 4, Müller + Busmann, Wuppertal, 188 S.
- Kratochwil, A. (1996): Das Leitbild- und Zielartenkonzept auf biozöologischer Grundlage – seine Bedeutung für die Praxis. In: Fachsektion freiberuflicher Biologen im Verband Deutscher Biologen e. V. (Hrsg.): Praktische Anwendungen des Biotopmonitoring in der Landschaftsökologie. Symposium am 11. und 12. Oktober 1995. Bochum: S. 50-58.
- Krist, F. J. & Brown, D. G. (1994): GIS modelling of paleo-indian period caribou migrations and viewsheds in northeastern lower Michigan. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 9 (60): S. 1129-1137.
- Krüsemann, E. (2005): Biotopverbund im Naturschutzrecht. Berliner Wissenschafts-Verlag, Berlin: 294 S.
- Kurt, F. (1983): Insel-Oekosysteme und ihre genetische Verarmung. Die Gen-Falle. In: Natur (11): S. 37-45.

- Lambeck, R. J. (1997): Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. In: *Conservation Biology* 4 (11): S. 849-856.
- Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF) (1999): Anleitung (Auszug) für die Erarbeitung des Biotopverbundsystems im Rahmen des Fachbeitrages des Naturschutzes und der Landschaftspflege gemäß §15a LG NW.
- Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF) (2004a): Anleitung für Grundlagenerhebungen (Zuarbeiten) zum Stadtökologischen Fachbeitrag (STÖB) gemäß § 15a LG NRW.
- Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF) (2004b): Stadtökologischer Fachbeitrag: Herdecke.
- Lehnert, S. (2006): Planung von Biotopverbundsystemen in den Ackerebenen. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt (Sonderheft)*: S. 44-51.
- Levey, D. J.; Bolker, B. M.; Tewksbury, J. J.; Sargent, S. & Haddad, N. M. (2005): Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. In: *Science* 5731 (309): S. 146-148.
- Levins, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. In: *Bulletin of the Entomology Society of America* 15 (71): S. 237-240.
- Levins, R. (1970): Extinction. In: Gerstenhaber, M. (Hrsg.): *Some mathematical problems in biology*: S. 77-101.
- Lindenmayer, D. B.; Lacy, R. C. & Pope, M. L. (2000): Testing a simulation model for population viability analysis. In: *Ecological Applications* 2 (10): S. 580-597.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1963): An equilibrium theory on insular zoogeography. In: *Evolution* 4 (17): S. 373-387.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1971): *Biogeographie der Inseln*. Wilhelm-Goldmann-Verlag, München, 578 S.
- Mader, H.-J. & Mühlenberg, M. (1981): Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. In: *Pedobiologia* (21): S. 46-59.
- Mader, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. In: *Natur und Landschaft* 3 (55): S. 91-96.
- Mader, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. In: *Natur und Landschaft* 7/8 (56): S. 235-242.
- Mader, H.-J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. In: *Biological Conservation* 1 (29): S. 81-96.
- Mader, H.-J. (1988): The significance of paved agricultural roads as barriers to ground dwelling arthropods. In: Schreiber, K. F. (Hrsg.): *Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the International Association for Landscape Ecology (IALE)*. Münstersche Geographische Arbeiten, Münster 29: S. 97-100.
- Mader, H.-J. (1990): Linear barriers to arthropod movements in the landscape. In: *Biological Conservation* 3 (54): S. 209-222.

- Mankin, J. B.; O'Neil, R. V.; Shugart, H. H. & Rust, B. W. (1977): The importance of validation in ecosystem analysis. In: Innis, G. S. (Hrsg.): *New Directions in the Analysis of Ecological Systems, Part 1*: S. 63-71.
- Marcot, B. G.; Raphael, M. G. & Berry, K. H. (1983): Monitoring wildlife habitat and validation of wildlife-habitat relationship models. In: *North American Wildlife and Natural Resources Conference 48*: S. 315-329.
- Margules, C.; Higgs, A. J. & Rafe, R. W. (1982): Modern biogeographic theory: Are there any lessons for nature reserve design? *Biological Conservation 2* (24): S. 115-128.
- Marulli, J. & Mallarach, J. M. (2005): A GIS methodology for assessing ecological connectivity: Application to the Barcelona Metropolitan Area. In: *Landscape and Urban Planning 2-4* (71): S. 243-262.
- Maurer, J. (1995): *Maximen für Planer*. ORL-Schriften 47, Zürich, 70 S.
- McCarl, B. A. (1984): Model validation: An overview with some emphasis on risk models. In: *Review of Marketing and Agricultural Economics 3* (52): S. 153-173.
- McDonnell, M. (1997): A paradigm shift. In: *Urban Ecosystems 2* (1): S. 85-86.
- McEuen, A. (1993): The wildlife corridor controversy: A review. In: *Endangered Species Update 11/12* (10): S. 1-12.
- McGarigal, K. & Marks, B. (1995): FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, 123 S.
- McGeoch, C. C. (1995): All-pairs shortest paths and the essential subgraph. In: *Algorithmica 5* (13): S. 426-441.
- Meister, K. & Liebert, H.-P. (2004): Sphagnum - Schlüsselart zur Bewertung erzgebirgischer Hochmoore und Hochmoorreste. In: *Beiträge zum Naturschutz im Mittleren Erzgebirgskreis 3*: S. 40-50.
- Merriam, G. (1984): Connectivity: A fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt, J. & Agger, P. (Hrsg.): *Proceedings of the 1st International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*: S. 5-15.
- Merriam, G.; Kozakiewiez, M.; Tsuchya, E. & Hawley, K. (1989): Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus Leucopus* in farm landscapes. In: *Landscape Ecology 4* (2): S. 227-235.
- Meyer-Cords, C. & Boye, P. (1999): Schlüssel-, Ziel, Charakterarten. Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. In: *Natur und Landschaft 3* (74): S. 99-101.
- Minister für Stadtentwicklung, Wohnen und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen (1988): Internationale Bauausstellung Emscher Park. Werkstatt für die Zukunft alter Industriegebiete. Memorandum zu Inhalt und Organisation. Düsseldorf, 72 S.
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) (1994): *Natur 2000 in Nordrhein-Westfalen. Leitlinien und Leitbilder für Natur und Landschaft*. Überarbeitete Fassung März 1994, 66 S.
- Moilanen, A. & Hanski, I. (2001): On the use of connectivity measures in spatial ecology. In: *Oikos 1* (95): S. 147-151.
- Moilanen, A. & Hanski, I. (2007): Connectivity and metapopulation dynamics in highly fragmented landscapes. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (Hrsg.): *Connectivity Conservation*. *Conservation Biology 14*: S. 44-71.

- Moilanen, A. & Nieminen, M. (2002): Simple connectivity measures in spatial ecology. In: *Ecology* 4 (83): S. 1131-1145.
- Mühlenberg, M. & Hovestadt, T. (1992): Das Zielartenkonzept. In: *NNA-Berichte* 5 (1): S. 36-41.
- Mühlenberg, M. (1998): Populationsbiologie und Gefährdung: Das Zielartenkonzept. In: *Artenschutzreport* 8: S. 9-14.
- Mulder, J. L. (1999): The behaviour of hedgehogs on roads. In: *Lutra* (42): S. 35.
- Müller, H.-J. & Riedl, U. (1983): Synökologischer Ansatz zur Bestimmung der Naturschutzwürdigkeit. Versuch einer flächendeckenden Bewertung von Biotopfunktionen. In: *Landschaft + Stadt* 3 (15): S. 104-111.
- Neiss, T. (1999): Natur hat Geschichte – Geschichte wird Natur: Die Industrielandschaft als Kulturlandschaft. In: Dettmar, J. & Ganser, K. (Hrsg.) (1999): *IndustrieNatur – Ökologie und Gartenkunst im Emscher Park*: S. 32-37.
- Neumeyer, H.-P.; Hufnagel, A. & Kieslich, W. (1998): Umweltqualitätsziele zur Freiraumentwicklung in Dortmund - eine Arbeitshilfe der Planungs- und Umweltverwaltung. Gutachten für die Stadt Dortmund. Umweltamt der Stadt Dortmund, Dortmund, 128 S.
- New, T. R. (1997): Are Lepidoptera an effective ‘umbrella group’ for biodiversity conservation? In: *Journal of Insect Conservation* 1 (1): S. 5-12.
- Niemelä, J. (1999): Ecology and Urban Planning. In: *Biodiversity and Conservation* 8: S. 119-131.
- Noss, R. F. & Daily, K. (2007): Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. In: Crooks, K. & Sanjayan, M. (Hrsg.): *Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature*. *Conservation Biology* 14: S. 587-619.
- Noss, R. F. & Soulé, M. (1998): Rewilding and biodiversity: Complementary goals for continental conservation. In: *Wild Earth* 8: S. 18-28.
- Noss, R. F. (1987): Corridors in real landscapes: A reply to Simberloff and Cox. In: *Conservation Biology* 2 (1): S. 159-164.
- Noss, R. F. (2006): Greenways as Wildlife Corridors. In: Hellmund, P. C. & Smith, D. S. (Hrsg.): *Designing Greenways. Sustainable Landscapes for Nature and People*. Island Press, Washington D. C.: S. 70- 90.
- Noss, R. F. (2007): Focal species for determining connectivity requirements in conservation planning. In: Lindenmayer, D. B. (Hrsg.): *Managing and designing landscapes for conservation - moving from perspectives to principles*. Wiley-Blackwell, Malden: S. 263-279.
- Noss, R. F.; Quigley, H. B.; Hornocker, M. G.; Merrill, T. & Paquet, P. C. (1996): Conservation Biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. In: *Conservation Biology* 4 (10): S. 949-963.
- Noss, R. F.; Schlickeisen, R. & Cooperrider, A. (1994): *Saving Nature’s Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C, 416 S.
- Opdam, O.; Apeldoorn, R. van; Schotman, A. & Kalkhoven, J. (1993): Population responses to landscape fragmentation. In: Vos, C. C. & Opdam, P. (Hrsg.): *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Chapman & Hall, London: S. 147-171.

- Oreskes, N.; Shrader-Frechette, K. & Belitz, K. (1994): Verification, validation and confirmation of numerical models in the earth sciences. In: *Science* 5147 (263): S. 641-646.
- Peterson, J. (2006): Biotopverbundsystem und europäisches Schutzgebietssystem Natura 2000. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt (Sonderheft)*: S. 68-70.
- Peucker, K. (1898): Schattenplastik und Farbenplastik. Beiträge zur Geschichte und Theorie der Geländedarstellung. Verlag von Antaria & Co., Wien, 129 S.
- Pirkl, A. & Riedel, B. (1991): Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. In: Henle, K. & Kaule, G. (Hrsg.) (1991): *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der Ökologischen Forschung* 4: S. 343-346.
- Pitelka, L. F. & Plant Migration Workshop Group (1997): Plant migration and climate change. In: *American Scientist* 5 (85): S. 464-473.
- Pither, J. & Taylor, P. D. (1998): An experimental assessment of landscape connectivity. In: *Oikos* 1 (83): S. 166-174.
- Poguntke, M. (2001): *Erhaltung und Entwicklung unzerschnittener Landschaftsräume. Häusliche Prüfungsarbeit im Rahmen des Referendariats der Landespflege. Oberprüfungsamt für die Höheren Technischen Verwaltungsbeamten, Frankfurt am Main, Verfügbar über die Bibliothek des BfN (Bonn).*
- Popper, K. (1959): *The Logic of Scientific Discovery*. Routledge Classics, London, New York, 494 S.
- Power, M. (1993): The predictive validation of ecological and environmental models. In: *Ecological Modelling* 1-2 (68): S. 33-50.
- Pulliam H. R. (1988): Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 5 (132): S. 652-661.
- Quinby, P.; Trombulak, S.; Lee, T.; Lane, J.; Henry, M.; Long, R. & MacKay, P. (2000): Opportunities for Wildlife Habitat Connectivity between Algonquin Provincial Park and the Adirondack Park. In: *Wild Earth* 2 (10): S. 75-80.
- Raddatz, J. & Lämmle, M. (2006): Unzerschnittene Landschaftsräume, Biotopverbund, regionale Mindestdichte, Umweltbeobachtung, Landschaftsplanung. In: *Naturschutz-Info* 1 (25): S. 18-21.
- Rannow, S. & Finke, R. (2008): Instrumentelle Zuordnung der planerischen Aufgaben des Klimaschutzes. In: Klee, A.; Knieling, J.; Scholich, D. & Weiland, U. (Hrsg.): *Städte und Regionen im Klimawandel*: S. 44-67.
- Rantalainen, M.-L.; Fritze, H.; Haimi, J.; Pennanen, T. & Setälä, H. (2005): Species richness and food web structure of soil decomposer community as affected by the size of habitat fragment and habitat corridors. In: *Global Change Biology* 10 (11): S. 1614-1627.
- Ray, N. & Burgman, M. A. (2006): Subjective uncertainties in habitat suitability maps. In: *Ecological Modelling* 3-4 (195): S. 172-186.
- Reck, H. (1991): Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie. In: Henle, K. & Kaule, G. (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Jülich, Forschungszentrum Jülich: S. 347-353.

- Reck, H. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 4 (24): S. 129-135.
- Reck, H. (1993): Spezieller Artenschutz und Biotopschutz: Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen. In: Blab, J. & Riecken, U. (Hrsg.): *Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der Gefährdeten Biotoptypen Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 38: S. 159-178.
- Reck, H. (2004): Das Zielartenkonzept: Ein integrativer Ansatz zur Erhaltung der biologischen Vielfalt? In: Wiggering, H. & Müller, F. (Hrsg.): *Umweltziele und Indikatoren*: S. 311-343.
- Reck, H.; Hänel, K. & Böttcher, M. (Hrsg.) (2005): *Lebensraumkorridore für Mensch und Natur*. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17. Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg, 314 S.
- Reck, H.; Hänel, K.; Böttcher, M. & Winter, A. (2004): *Lebensraumkorridore für Mensch und Natur*. Abschlussbericht zur Erstellung eines bundesweit kohärenten Grobkonzeptes (Initiativskizze), Stand: Mai 2004. 42 S.
Online verfügbar: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/LRK04_Text.pdf
Zuletzt geprüft am: 01.09.2009.
- Reck, H.; Walter, R.; Osinski, E.; Heintz, T. & Kaule, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept. Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds. Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart, 1730 S.
- Reeve, N. J. & Huijser, M. P. (1999): Mortality factors affecting wild hedgehogs: a study of records from wildlife rescue centres. In: *Lutra* (42): S. 7-24.
- Reeve, N. J. (1994): *Hedgehogs*. Poyser, London, 313 S.
- Regionalverband Ruhr (2008): *Freiraumkonzept Metropole Ruhr – Notwendige Analysen und derzeitiger Bearbeitungsstand*. Vermerk vom 29.05.2008, Team 11-2.
- Reich, M. & Grimm, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. In: *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3-4 (5): S. 123-139.
- Reichholf, J. (1987): Vogelschutz: Die Bringschuld der Wissenschaft. In: *Vogel und Umwelt* 4 (6): S. 345-352.
- Remmert, H. (1987): Sukzessionen im Klimax-System. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 16: S. 27-34.
- Remmert, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. *Laufener Seminarbeiträge* 5/91: S. 5-15.
- Richardson, J. H.; Shore, R. F.; Treweek, J. R. & Larkin, S. B. C. (1997): Are major roads a barrier to small mammals? In: *Journal of Zoology (London)* 4 (243): S. 840-846.
- Ricketts, T. H. (2001): The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. In: *The American Naturalist* 1 (158): S. 87-99.
- Riecken, U. & Blab, J. (1989): *Biotope der Tiere in Mitteleuropa*. Verzeichnis zoologisch bedeutsamer Biotoptypen und Habitatsqualitäten in Mitteleuropa einschließlich

- typischer Tierarten als Grundlage für den Naturschutz. Naturschutz aktuell 7, Kilda Verlag, Greven, 123 S.
- Riecken, U. (2005): Fachliche und rechtliche Grundlagen des Biotopverbundes. In: Verwaltung Biosphärenreservat Vessertal (Hrsg.): Biotopverbund im Thüringer Wald. Tagungsband 2004. Tagungsreihe Naturschutz im Naturpark Thüringer Wald und im Biosphärenreservat Vessertal: S. 7-22.
- Riedel, W. & Lange, H. (Hrsg.) (2002): Landschaftsplanung. 2. Auflage. Spektrum, Heidelberg, 384 S.
- Ringler, A. (1999): Biotopverbund: Mehr als ein wohlfeiles Schlagwort? Rechenschaftsbericht und Zielbestimmung zur Jahrtausendwende. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL): Schwerpunkt Biotopverbund. Berichte der ANL 23. Tittmoning: S. 5-62.
- Rödiger-Vorwerk, T. (1998): Die Flora-Fauna-Habitatrichtlinie der Europäischen Union und ihre Umsetzung in nationales Recht – Analyse der Richtlinie und Anleitung zu ihrer Anwendung. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Bielefeld, München, 319 S.
- Rodoman, B. B. (1974): Polarization of landscape as a manage agent in protection of biosphere and recreational resources. In: Resources, Environment, Settlement. Moscow, Nauka: S. 150-162.
- Roland, J.; Keyghobadi, N. & Fownes, S. (2000): Alpin Parnassius butterfly dispersal: Effects of landscape and population size. In: Ecology 6 (81): S. 1642-1653.
- Rommelspacher, T. (1999): Das Politikmodell der IBA Emscher Park. In: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR): Projektorientierte Planung – das Beispiel IBA Emscher Park. Informationen zur Raumentwicklung Heft 3/4: S. 157-162.
- Rommelspacher, T. (2008): Stellungnahme des Regionalverbandes Ruhr zum Regionalen Flächennutzungsplan im Rahmen der Verbandsversammlung am 26.08.2008. Fachgespräch des Ausschusses für Wirtschaft, Mittelstand und Energie der RVR.
- Rondinini, C. & Doncaster, C. P. (2002): Roads as barriers for hedgehogs. In: Functional Ecology 4 (16): S. 504-509.
- Rosenberg, D. K.; Noon, B. R. & Meslow, E. C. (1997): Biological corridors: Form, function and efficacy. In: BioScience 10 (47): S. 677-687.
- Rothenbücher, J.; Bentlage, K. & Just, P. (2005): Conservation management of target species or conservation of process – winners and losers of two different conservation strategies. In: Markussen, M. (Hrsg.): Valuation and conservation of biodiversity. Interdisciplinary perspectives on the convention on biological diversity: S. 155-192.
- Rouget, M.; Cowling, R. M.; Lombard, A. T.; Knight, A. T. & Karley, G. I. H. (2006): Designing large-scale conservation corridors for pattern and process. In: Conservation Biology 2 (20): S. 549-561.
- Rubinstein, M. F. (1975): Patterns of Problem Solving. New Jersey, Prentice Hall, 544 S.
- Rykiel, E. J. Jr. (1996): Testing ecological models: The meaning of validation. In: Ecological Modelling 3 (90): S. 229-244.
- Sandström, U. G.; Angelstam, P. & Khakee, A. (2006): Urban comprehensive planning – identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. In: Landscape and Urban Planning 1-2 (75): S. 43-57.

- Saunders, D. A. Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (Hrsg.) (1991a): The role of corridors. *Nature Conservation* 2. Surrey Beatty, Chipping Norton, 442 S.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991b): Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. In: *Conservation Biology* 1 (5): S. 18-32.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. (2007): A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. In: *Landscape and Ecological Planning* 2-3 (83): S. 91-103.
- Schadt, S. (1998): Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, 102 S.
- Schadt, S.; Revilla, E.; Wiegand, T.; Knauer, F.; Kaczensky, P.; Breitenmoser, U.; Bufka, L.; Cerveny, J.; Koubek, P.; Huber, T.; Stanisa, C. & Trepl, L. (2002): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. In: *Journal of Applied Ecology* 2 (39): S. 189-203.
- Schaefer, M. (1992) *Ökologie. Wörterbücher der Biologie*. 3. Auflage. G. Fischer, Jena, 433 S.
- Schmidt, R. (1912): Denkschrift betreffend Grundsätze zur Aufstellung eines Generalsiedlungsplanes für den Regierungsbezirk Düsseldorf. Essen, 102 S.
- Schneeweiß, C. (1991): *Planung 1. Systemanalytische und entscheidungstheoretische Grundlagen*. Springer-Verlag, Berlin, 389 S.
- Schooley, R. L.; Wiens, J. A. (2003): Finding habitat patches and directional connectivity. In: *Oikos* 3 (102): S. 559-570.
- Schubert, R. (Hrsg.) (1991): *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*. 2., überarbeitete Auflage. Fischer, Jena, 338 S.
- Schulte, W.; Sukopp, H. & Werner, P. (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. Programm für die Bestandsaufnahme, Gliederung und Bewertung des besiedelten Bereichs und dessen Randzonen. Revised version. In: *Natur und Landschaft* 10 (68): S. 491-526.
- Schultz, C. B. (1998): Dispersal behaviour and its implications for reserve design in a rare Oregon butterfly. In: *Conservation Biology* 2 (12): S. 284-292.
- Schumaker, N. H. (1996): Using landscape indices to predict habitat connectivity. In: *Ecology* 4 (77): S. 1210-1225.
- Schütz, P.; Geiger-Roswora, D.; Geiger, A. & Jöbges, M. (2004): Erste Einschätzung der Verantwortlichkeit Nordrhein-Westfalens für die Erhaltung von Säugetieren, Brutvögeln, Kriechtieren und Lurchen. In: Gruttke, H. (Bearbeiter): *Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten*. Naturschutz und Biologische Vielfalt 8. Bonn-Bad Godesberg: S. 267-272.
- Schwarz v. Raumer, H.-G.; Esswein, H. & Jaeger, J. (2006): Die effektive Maschenweite als Grundlage zur Abgrenzung von Korridoren. In: *Natur und Landschaft* 10-11 (38): S. 351-353.
- Schwarze-Rodrian, M. & Brauser, H.-L. (2005): *Masterplan Emscher Landschaftspark 2010. Neues und Bewährtes*. Essen, Klartext, 352 S.

- Schwarze-Rodrian, M. (1996): 1. Parkbericht. Emscher Landschaftspark. Leitplanung Emscher Landschaftspark. Essen, Kommunalverband Ruhrgebiet, 192 S.
- Schwerdtfeger, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Parey, Hamburg, 383 S.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. (1975): Island biogeography theory and conservation practice. In: *Science* 4224 (191): S. 285-286.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. (1982): Refuge design and island biogeographic theory: Effects of fragmentation. *The American Naturalist* 1 (120): S. 41-50.
- Simberloff, D. S. & Cox, J. (1987): Consequences and cost of corridors. In: *Conservation Biology* 1 (1): S. 63-71.
- Simberloff, D. S. (1997): Flagships, umbrellas and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? In: *Biological Conservation* 3 (83): S. 247-257.
- Singleton, P. H.; Gaines, W. L. & Lehmkuhl, J. F. (2002): Landscape Permeability for Large Carnivores in Washington: A Geographic Information System Weighted-Distance and Least-Cost Corridor Assessment. Research Paper RP-549. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland Oregon, 89 S.
- Smit, G. F. J. & Meijer, A. J. M. (1999): Experience with the counting of animal road casualties. In: *Lutra* (43): S. 25-33.
- Soulé, M. E. & Simberloff, D. (1986): What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? In: *Biological Conservation* 1 (35): S. 19-40.
- Soulé, M. E. & Terborgh, J. (Hrsg.) (1999): Continental conservation. Scientific foundations of regional reserve networks, the Wildlands Project. Island Press, Washington, DC, 217 S.
- Soulé, M.; Mackey, B. G.; Recher, H. F.; Williams, J. E.; Woinarski, J. C. Z.; Driscoll, D. & Jones, M.E. (2007): The role of connectivity in Australian conservation. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (Hrsg.): *Connectivity conservation*. *Conservation Biology* 14. Cambridge University Press, Cambridge: S. 650-675.
- Ssymanck, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz – Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. In: *Natur und Landschaft* 9 (69): S. 395-406.
- Ssymanck, A.; Balzer, D. & Ullrich, K. (2006): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Ergebnisse eines internationalen Workshops auf der Insel Vilm. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 2 (38): S. 45-49.
- Ssymanck, A.; Hauke, U.; Rückriem, C. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 560 S.
- Starfield, A. M. & Bleloch, A. L. (1991): Building models for conservation and wildlife management. 2. Auflage. The Burgess Press, Edina, Minnesota, 253 S.
- Steinberg, H. G. (1971): Die Geschichte des Siedlungsverbandes Ruhrkohlenbezirk und seine Bedeutung für die Entwicklung der Landesplanung in Deutschland. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): *Raumordnung und Landesplanung im 20. Jahrhundert*. *Historische Raumforschung* 10. Forschungs- und Sitzungsreihe 63: S. 3-16.

- Stevens, V. M.; Polus, E.; Wesselingh, R. A.; Schtickzelle, N. & Baguette, M. (2004): Quantifying functional connectivity: Experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjeck toad (*Bufo calamita*). In: *Landscape Ecology* 8 (19): S. 829-842.
- Stevens, V. M.; Verkenne, C.; Vandewoestijne, S.; Wesselingh, R. & Baguette, M. (2006): Gene flow and functional connectivity in the Natterjeck toad. In: *Molecular Ecology* 15 (9): S. 2333-2344.
- Stine, P. A. & Hunsaker, C. T. (2001): An introduction to Uncertainty Issues for Spatial Data used in Ecological Applications. In: Hunsaker, C. T.; Goodchild, M. F.; Friedl, M. A. & Case, T. J. (Hrsg.): *Spatial Uncertainty in Ecology. Implications for Remote Sensing and GIS Applications*. New York (u. a.), Springer: S. 91-114.
- Strein, M.; Müller, U. & Suchant, R. (2004): Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa – Methodik und erste Ergebnisse einer landschaftsökologischen GIS-Analyse auf Basis von CORINE-Rasterdaten. In: Reck, H.; Hänel, K. & Böttcher, M. (Hrsg.): *Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Teil I: Initiativskizze, Teil II: Referate und Ergebnisse der Tagung "Lebensraumkorridore für Mensch und Natur" vom 27. und 28. November 2002 in Bonn-Röttgen*. Naturschutz und biologische Vielfalt 17. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 42 S.
- Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.) (1998): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2. überarbeitete Auflage*. Fischer, Stuttgart, 474 S.
- Sukopp, H. (Hrsg.) (1991): *Stadtökologie. Das Beispiel Berlin*. Reimer, Berlin, 455 S.
- Sutcliffe, O. L.; Bakkestuen, V.; Fry, G.; & Stabbetorp, O. E. (2003): Modelling the benefits of farmland restoration: Methodology and application to butterfly movement. In: *Landscape and Urban Planning* 1 (63): S. 15-31.
- Swihart, R. K. & Slade, N. A. (1984): Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. In: *Journal of Mammalogy* 2 (65): S. 357-360.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L. & With, K. A. (2007): Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (Hrsg.): *Connectivity Conservation. Conservation biology* 14: S. 29-43.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L. Henein, K. & Merriam, G. (1993): Connectivity is a vital element of landscape structure. In: *Oikos* 3 (68): S. 571-573.
- Tewksbury, J. J.; Levey, D. J.; Haddad, N. M.; Sargent, S.; Orrock, J. L.; Weldon, A.; Danielson, B. J.; Brinkerhoff, J.; Damschen, E. I. & Townsend, P. (2002): Corridors affect plants, animals and their interactions in fragmented landscapes. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: S. 12923-12926.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000): How should we measure landscape connectivity? In: *Landscape Ecology* 7 (15): S. 633-641.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2001): On the use of connectivity measures in spatial ecology: A reply. In: *Oikos* 11 (95): 152-155.
- Tischler, Wolfgang (1993): *Einführung in die Ökologie. 4. stark veränderte und erweiterte Auflage*, Fischer, Stuttgart, 528 S.
- Tittmann, P. (2003): *Graphentheorie. Eine anwendungsorientierte Einführung*. Fachbuchverlag Leipzig, Leipzig, 164 S.
- Trombulak, S. C. & Fissell, C. A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. In: *Conservation Biology* 1 (14): S. 18-30.

- Turner, M. G. (1989): Landscape ecology: the effect of pattern on process. In: Annual Review of Ecology and Systematics (20): S. 171-197.
- Turner, M. G.; Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. (2001): Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process. [Korrigierte Version]. Springer, New York, 404 S.
University Press, Princeton, N. J., 203 S.
- Urban, D. L. & Keitt, T. H. (2000): Landscape connectivity: A graph-theoretic approach. In: Ecology 5 (82): S. 1205-1218.
- Velminski, W. (Hrsg.) (2008): Leonhard Euler. Die Geburt der Graphentheorie. Kulturverlag Kadmos, Berlin, 202 S.
- Verbeylen, G.; Bruyn, L. de; Adriaensen, F. & Matthysen, E. (2003): Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? In: Landscape Ecology 8 (18): S. 791-805.
- Verbeylen, G.; Wauters, L. A.; Bruyn, L. de; & Matthysen, E. (2009): Woodland fragmentation affects space use of Eurasian red Squirrels. In: Acta Oekologica 1 (35): S. 94-103.
- Vignieri, S. N. (2005): Streams over Mountains: Influence of riparian connectivity on gene flow in the Pacific jumping mouse (*Zapus trinotatus*). In: Molecular Ecology 7 (14): S. 1925-1937.
- Vogel, B.; Mölich, T. & Klar, N. (2009): Der Wildkatzenwegeplan. Ein strategisches Instrument des Naturschutz [sic.]. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (11): S. 333-341.
- Vogel, K.; Vogel, B.; Rothhaupt, G. & Gottschalk, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalysen und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 6 (28): S. 179-1184.
- Volg, F. (2003): Biotopverbund in Wohngebieten. Ein dynamisches Naturschutzkonzept für Wohngebiete zur Förderung von wildlebenden Pflanzen- und Tierarten. Beiträge zur Umweltgestaltung A 154. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 270 S.
- Volg, F. (2004): Korridore zwischen gleichartigen Lebensräumen – Für und Wieder. In: Natur und Landschaft 6 (79): S. 264-270.
- Volg, F. (2005): Freiraumplanung als Chance zur Realisation von Biotopverbundmaßnahmen. Das Beispiel: Die Grüne Mitte der Stadt Rödermark. In: Artenschutzreport 18: S. 38-43.
- Vos, C. C.; Berry, P.; Opdam, P.; Baveco, H.; Nijhof, B.; O'Hanley, J.; Bell, C.; & Kuipers, H. (2008): Adapting landscapes to climate change: Examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. In: Journal of Applied Ecology 45: S. 1722-1731.
- Walker, W. & Craighead, F. L. (1997): Analyzing Wildlife Movement Corridors in Montana using GIS. In: Proceedings of the 1997 ESRI User Conference, 17 S.
- Walter, R.; Reck, H.; Kaule, G.; Lämmle, M.; Osinski, E. & Heintz, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. In: Natur und Landschaft 1 (73): S. 9-25.

- Walz, M. (1999): Kunstlandschaften – Zerstören oder besetzen? In: Müller, S. & Herrmann, R. A. (Hrsg.) (1999): Inszenierter Fortschritt – die Emscherregion und ihre Bauausstellung: S. 73-88.
- Warren, M. S.; Hill, J. K. & Thomas, J. A. (2001): Rapid consequences of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. In: *Nature* 6859 (414): S. 65-69.
- Wiens, J. A. (1997): Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. (Hrsg.): *Metapopulation Biology: Ecology, genetics and evolution*: S. 43-60.
- Wilcove, D. S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A. & Losos, E. (1998): Quantifying threats to imperilled species in the United States. In: *BioScience* 8 (48): S. 607-615.
- Wilhelmy, H. (2002): *Kartographie in Stichworten*. 7., überarbeitete Auflage von Hüttermann, A. & Schröder, P. Borntraeger, Berlin (u. a.), 378 S.
- With, K. A. & King, A. W. (1999): Extinction thresholds for species in fractal landscapes. In: *Conservation Biology* 2 (13): S. 314-326.
- With, K. A.; Gardner, R. H. & Turner, M. G. (1997): Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. In: *Oikos* 1 (78): S. 151-169.
- Wittig, R. (1998): Flora und Vegetation. In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*: S. 266-312.
- Woike, M. (2007): Möglichkeiten und Grenzen für einen landesweiten Biotopverbund am Beispiel von Nordrhein-Westfalen. In: Bundesverband Beruflicher Naturschutz (BBN) (Hrsg.): *Von lokalem Handeln und globaler Verantwortung – 100 Jahre staatlicher Naturschutz. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege*.
- Wolfart, A.; Stania, R. & Wetzels, M. (2006): Überörtliche Biotopverbundplanungen – eine planerische Grundlage für den Straßenbau. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt – Ökologische Verbundsysteme im Land Sachsen-Anhalt (Sonderheft)*: S. 117-124.
- Woodford, J. E. & Meyer, M. W. (2003): Impact of lakeshore development on green frog abundance. In: *Biological Conservation* 2 (110): S. 277-284.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. (1998): Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. In: *Science* 5372 (280): S. 2126-2128.
- Wotschikowski, U.; Kaczensky, P. & Knauer, F. (2001): Wiederansiedlung des Luchses im Harz. Eine kritische Stellungnahme aus wildbiologischer Sicht. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 8 (33): S. 259-260.
- Wright, S. J. & Hubbell, S. P. (1983): Stochastic extinction and reserve size: A focal species approach. In: *Oikos* 3 (41): S. 466-476.
- Wulf, A. J. (2001): *Die Eignung landschaftsökologischer Bewertungskriterien für die raumbezogene Umweltplanung*. Books on Demand GmbH: 576 S.
- Xia, Y.; Iyengar, S. S. & Brener, N. E. (1997): An event driven integration reasoning scheme for handling dynamic threats in an unstructured environment. In: *Artificial Intelligence* 1 (95): S. 169-186.
- Zande, A. N. van de.; Keurs, J. ter & Weijden, W. J. van der (1980): The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. In: *Biological Conservation* 4 (18): S. 299-321.
- Zehlius-Eckert, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. In: *Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege*

(Hrsg.): Zielarten – Leitarten – Indikatorarten. Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit. Laufener Seminarbeiträge 8: S. 9-32.

Zlatanova, D.; Venislava, R. & Fremuth, W. (2009): Habitatverbund für den Braunbären in Bulgarien: Grundlage für die Schaffung Transeuropäischer Wildtiernetze (TEWN) auf dem Balkan. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 4 (41): S. 114-122.

Zöpel, C. (2005): Weltstadt Ruhr. Klartext Verlag, Essen, 144 S.

Zotz, V. (2006): Die neue Wirtschaftsmacht am Ganges. Redline, Heidelberg, Neckar, 184 S.

7.2 Planwerke

Bezirksregierung Arnsberg (Hrsg.) (2001): Gebietsentwicklungsplan Regierungsbezirk Arnsberg. Teilabschnitt Oberbereiche Bochum und Hagen (Bochum, Herne, Hagen, Ennepe-Ruhr-Kreis, Märkischer Kreis).

Bezirksregierung Arnsberg (Hrsg.) (2004): Gebietsentwicklungsplan Regierungsbezirk Arnsberg. Teilabschnitt Oberbereich Dortmund -westlicher Teil- (Dortmund/Kreis Unna/Hamm).

Bezirksregierung Düsseldorf (2000): GEP'99 – Gebietsentwicklungsplan für den Regierungsbezirk Düsseldorf.

Bezirksregierung Münster (2004): Gebietsentwicklungsplan Regierungsbezirk Münster – Teilabschnitt „Emscher-Lippe“.

Emschergenossenschaft (2006): Masterplan Emscher: Zukunft – Das Neue Emschertal.

Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR) (1985): RFR'85 – Regionales Freiraumsystem Ruhrgebiet.

Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR) (1998): Regionales Freiraumsystem Ruhrgebiet. Themenkarte 1: Freiflächen mit Bedeutung für Biotop- und Artenschutz / Biotopverbund.

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) (1997): Landschaftsprogramm Nordrhein-Westfalen (LaPro NRW). Entwurf. Stand Juni 1997.

Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr (2009): Textteil und Begründung zum Regionalen Flächennutzungsplan der Planungsgemeinschaft Städteregion Ruhr.

Siedlungsverband Ruhrkohlenbezirk (SVR) (1970): Gebietsentwicklungsplan 1966. Zeichnerische Darstellung, Textliche Darstellung, Erläuterungsbericht.

7.3 Gesetze, Richtlinien und internationale Vertragswerke

Baugesetzbuch (BauGB) i. d. F. vom 23.09.2004 (BGBl. I S. 2414), zuletzt geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585).

Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats 1979
Online verfügbar: <http://conventions.coe.int/Treaty/EN/Treaties/Html/104.htm>
Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Conference on Biological Diversity (CBD) (Hrsg.) (2005): Programme of work on protected areas, goals 1.2 and 1.3. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones.

Convention on Biological Diversity, CBD 1992

Online verfügbar: <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-un-en.pdf>

Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (Bonn-Convention) 1979

Online verfügbar: http://www.cms.int/pdf/convtxt/cms_convtxt_english.pdf

Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Convention on the Protection of the World Cultural and Natural Heritage 1972

Online verfügbar: <http://whc.unesco.org/archive/convention-en.pdf>

Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

European Landscape Convention 2000

Online verfügbar: <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/176.htm>

Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Gesetz über den Regionalverband Ruhr i. d. F. vom 03.02.2004 (GVBl. NRW. S. 96), zuletzt geändert durch Gesetz vom 24. Juni 2008 (GV.NRW. S. 514).

Gesetz über den Schutz der Natur und Heimat im Saarland (Saarländisches Naturschutzgesetz – SNG) i. d. F. vom 05.04.2006 (Amtsblatt 06 S. 726), zuletzt geändert am 28.10.08 (Amtsblatt 09 S. 3).

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) i. d. F. vom 25.03.2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert am 22.12.2008 (BGBl. I S. 2986).

Gesetz zur Änderung des Baugesetzbuchs und zur Neuregelung des Rechts der Raumordnung (Bau- und Raumordnungsgesetz 1998 - BauROG) vom 18.08.1997 (BGBl. I S. 2081-2112).

Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes i. d. F. vom 10.12.1986 (BGBl. I S. 2349).

Gesetz zur Neuregelung des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), tritt am 1. März 2010 in Kraft.

Gesetz zur Sicherung des Naturhaushaltes und zur Entwicklung der Landschaft Nordrhein-Westfalen (Landschaftsgesetz – LG) i. d. F. vom 21.07.2000 (GVBl. NRW S. 568), zuletzt geändert am 15.12.2005.

Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland (Grundgesetz – GG) i. d. F. 23.05.1949 (BGBl. I S.1, zuletzt geändert am 19. März 2009 (BGBl. I S. 606).

Landesplanungsgesetz NRW (LPIG) i. d. F. vom 11.02.2001. (GVBl. NRW S. 50), zuletzt geändert am 3.02.2004 (GVBl. NRW. S. 96).

Landesplanungsgesetz NRW (LPIG) i. d. F. vom 3.05.2005. (GV. NRW: 430).

Ramsar Convention on Wetlands 1971

Online verfügbar:

http://www.ramsar.org/cda/ramsar/display/main/main.jsp?zn=ramsar&cp=1-31-38^20708_4000_0__

Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Raumordnungsgesetz vom 22. Dezember 2008 (BGBl. I S. 2986), das durch Artikel 4 des Gesetzes vom 28. März 2009 (BGBl. I S. 643) geändert worden ist.

Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L (103): 1.

Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (92/43/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L (206): 7.

United Nations (1992): Convention on Biological Diversity (with annexes). Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992.

Verordnung über die Abgrenzung des Kreises der Beteiligten und das Verfahren der Beteiligung bei der Erarbeitung der Raumordnungspläne und Gegenstand, Form und für die Vergleichbarkeit bedeutsamer Merkmale der Festlegungen in Raumordnungsplänen, einschließlich der verwendeten Planzeichen und ihrer Bedeutung und das Verfahren der Umweltprüfung („Plan-Verordnung“ zum Landesplanungsgesetz NRW) in der Fassung der Verordnung zur Neufassung der Verordnungen zum Landesplanungsgesetz vom 10. Mai 2005.
Online verfügbar: http://www.wirtschaft.nrw.de/600/200/500/625_Verordnung.pdf
Zuletzt geprüft am: 08.09.2009

Zweites Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes i. d. F. vom 30.04.1998 (BGBl. I S. 823-832).

7.4 Websites

CBD-Website des Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD)

Website: <http://www.cbd.int>
Zuletzt geprüft am: 30.03.2009

Deutsche Bundesregierung (2008): Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie

Für ein nachhaltiges Deutschland.

Website: http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Publikation/Bestellservice/_Anlagen/2008-11-17-fortschrittsbericht-2008,property=publicationFile,property=publicationFile.pdf

Zuletzt geprüft am: 01.04.2009

FRAGSTATS

Website: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

Zuletzt geprüft am: 10.08.2009

Google Earth

Website: <http://earth.google.de/>

Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (Hrsg.):

Arbeitshilfe zur Verordnung über die Durchführung von Kompensationsmaßnahmen, Ökokonten, deren Handelbarkeit und die Festsetzung von Ausgleichsabgaben (Kompensationsverordnung -KV).

Website: <http://www.na-hessen.de/downloads/arbeitshilfekompensationsverordnung.pdf>

Zuletzt geprüft am: 27.10.2009

Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg (ZAK)

Website: <http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt5/zak/>

Zuletzt geprüft am: 05.05.2009

LANDSAT

Website: <http://www.landsat.org>
Zuletzt geprüft am: 01.12.2009

LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Website: <https://www.oekom.net/ffh-arten/content/de/arten/arten.php?id=6570>
Zuletzt geprüft am: 10.08.2009

Masterplan Emscher Landschaftspark 2010

Website: www.rvr-online.de/landschaft/Emscher_Landschaftspark/emscherlandschaftspark.php?p=3,2
Zuletzt geprüft am: 11.05.2009

Patch Analyst

Website: <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/index.html>
Zuletzt geprüft am: 10.08.2009

PEBLDS-Website des Joint Secretariat of the Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (UNEP/ Council of Europe)

Website: www.pebls.org
Zuletzt geprüft am: 30.03.2009

Portal für nachhaltiges Flächenmanagement in Nordrhein-Westfalen

Website: <http://www.flaechennutzung.nrw.de>
Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Regionalverbund Ruhr

Website: http://www.rvr-online.de/karten_geodaten/geodienste/Geodatenserver.php
Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

REWE Dortmund

Website: <http://www.rewe-dortmund.de/rewe-docs/rewe-ueber.html>
Zuletzt geprüft am 27.10.2009

Schutzwürdige Biotope in Nordrhein-Westfalen

Website: <http://biotopkataster.naturschutz-fachinformationen-nrw.de>
Zuletzt geprüft am: 02.12.2009

Städteregion Ruhr 2030

Website: <http://www.staedteregion-ruhr-2030.de/cms/index.php>
<http://www.staedteregion-ruhr-2030.de/cms/rfnp-downloads.html>
Zuletzt geprüft am: 11.05.2009

The MacTutor History of Mathematics archive

Website: <http://www-history.mcs.st-andrews.ac.uk/Miscellaneous/Konigsberg.html>
Zuletzt geprüft am: 10.08.2009

7.5 Mündliche Quellen

Adriaensen, F. & Matthysen, E. (University of Antwerp, Department of Biology, Evolutionary Ecology Group): Gespräche im Rahmen eines Gastaufenthaltes an der Universität von Antwerpen vom 27.-28.04.2009.

Heidtmann, E. (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW): Gespräch am 03.07.2002 im Rahmen der Ausbildung für den höheren Verwaltungsdienst Landschaftspflege und Naturschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

8 Anhang

8.1 Analyseergebnisse der ökologischen Anspruchstypen

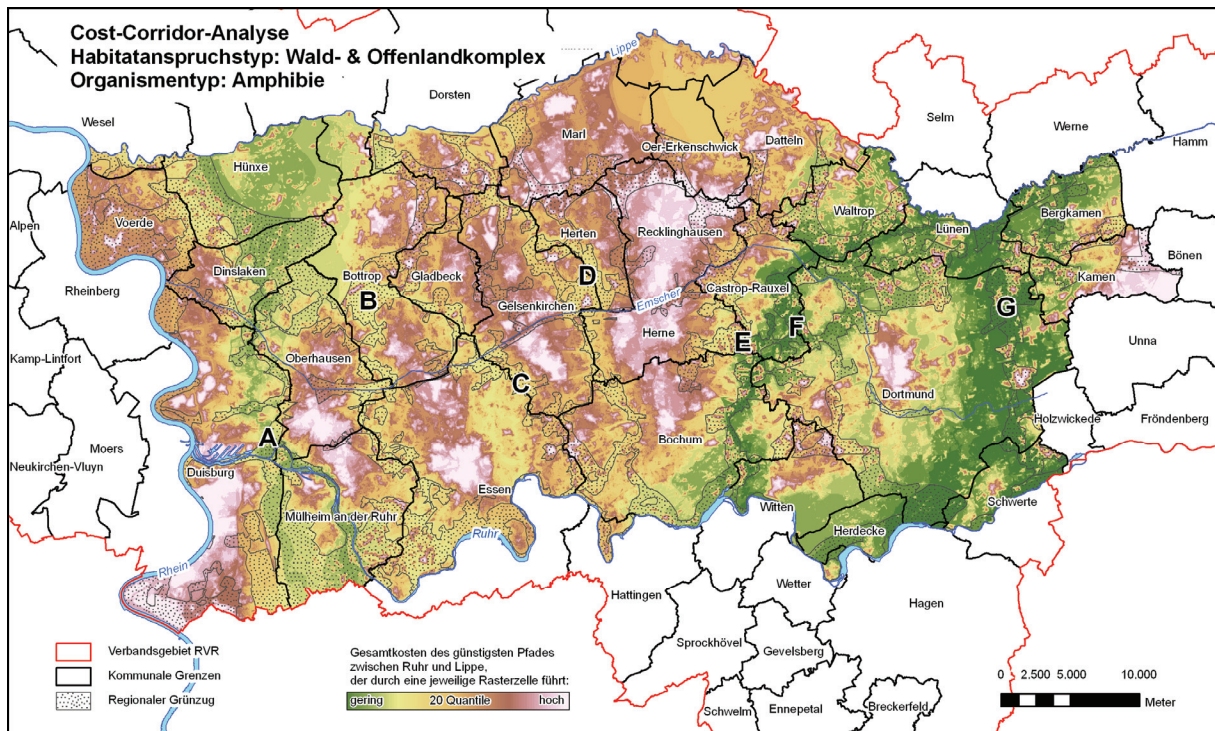


Abb. 86: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Wald- & Offenlandkomplex“

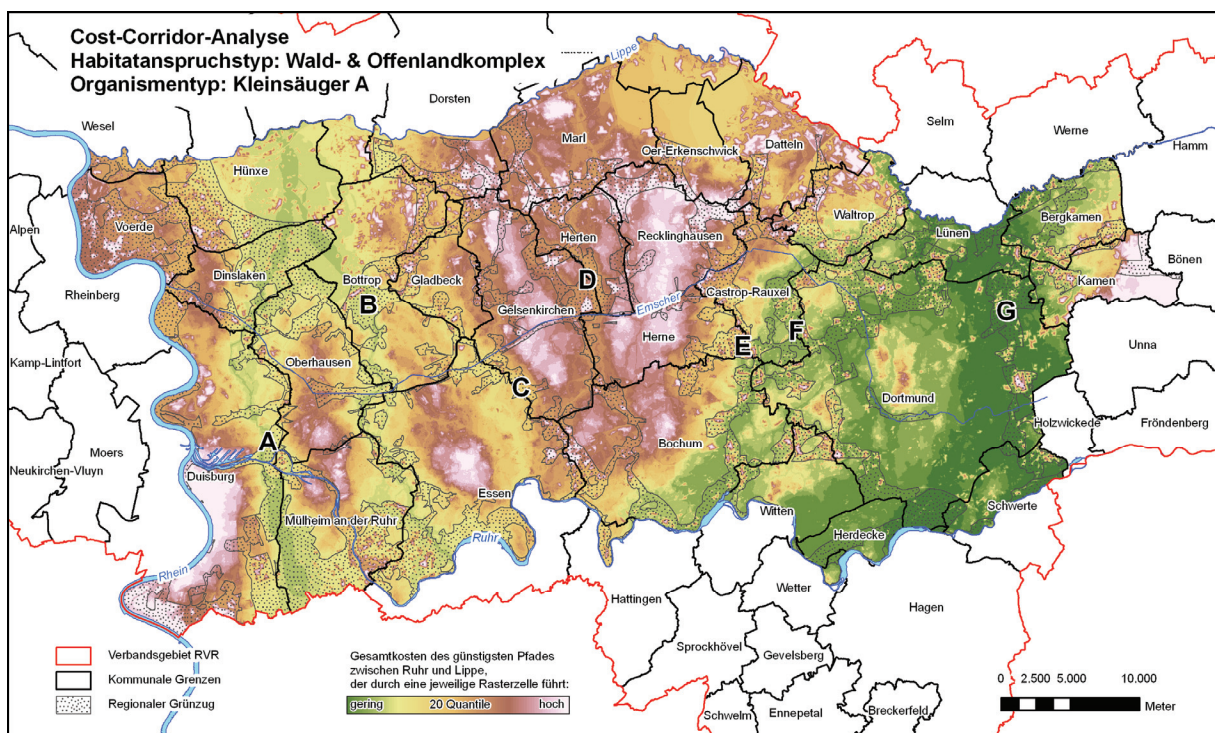


Abb. 87: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Wald- & Offenlandkomplex“

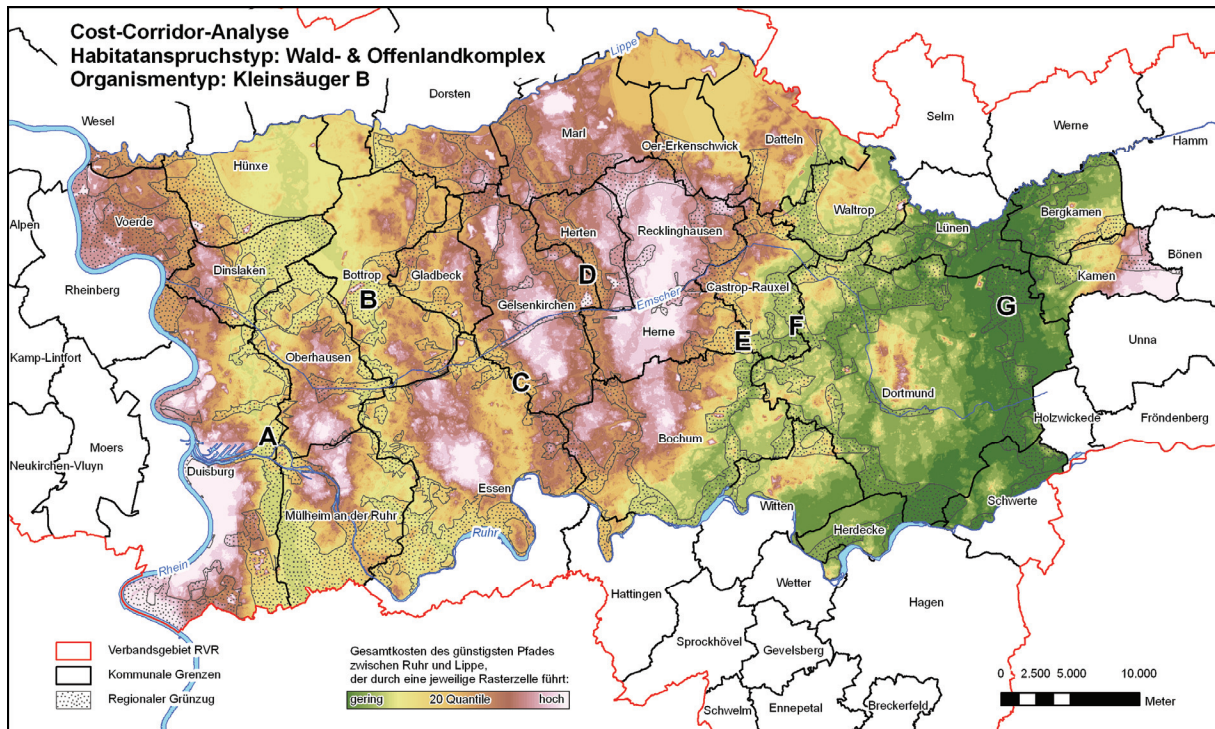


Abb. 88: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Wald- & Offenlandkomplex“

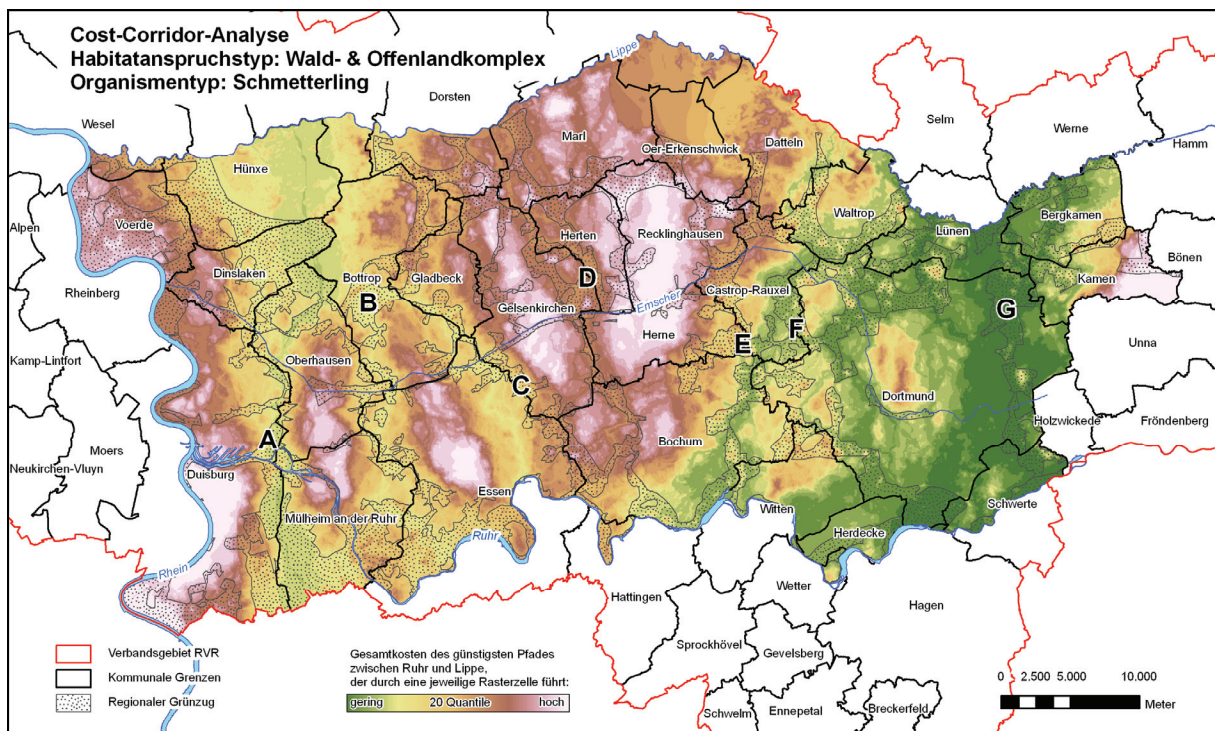


Abb. 89: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Wald- & Offenlandkomplex“

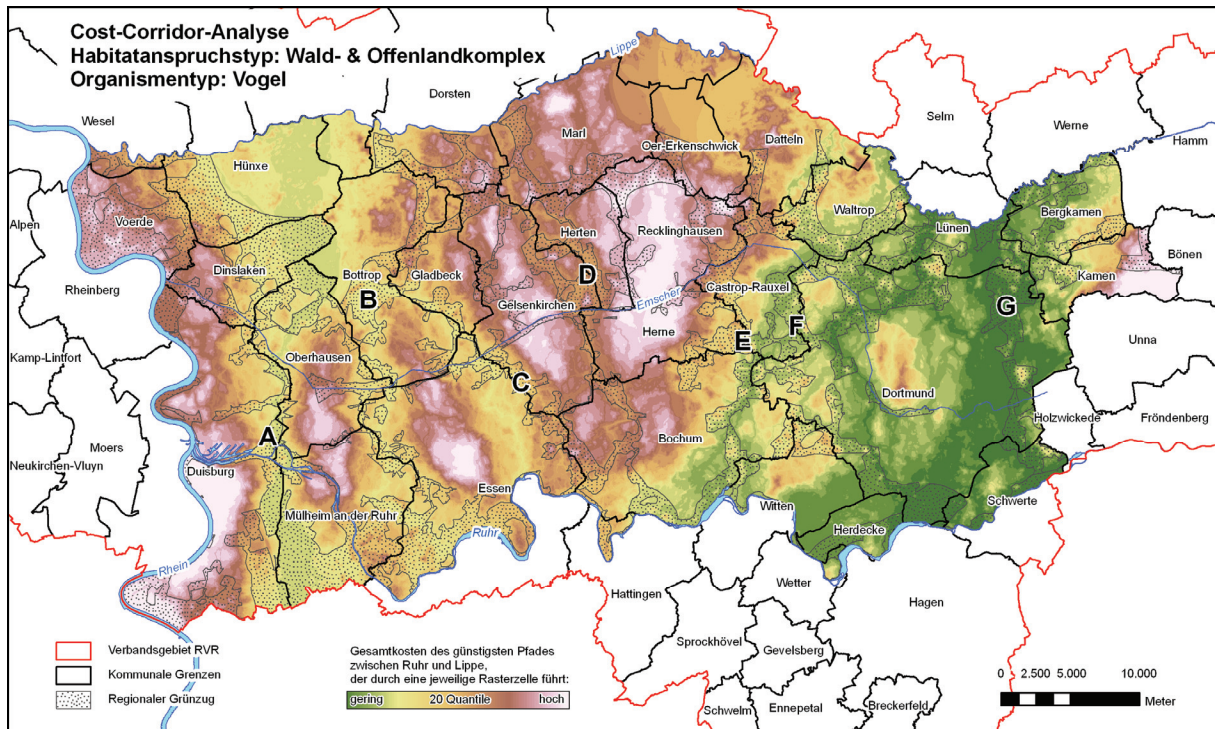


Abb. 90: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Wald- & Offenlandkomplex“

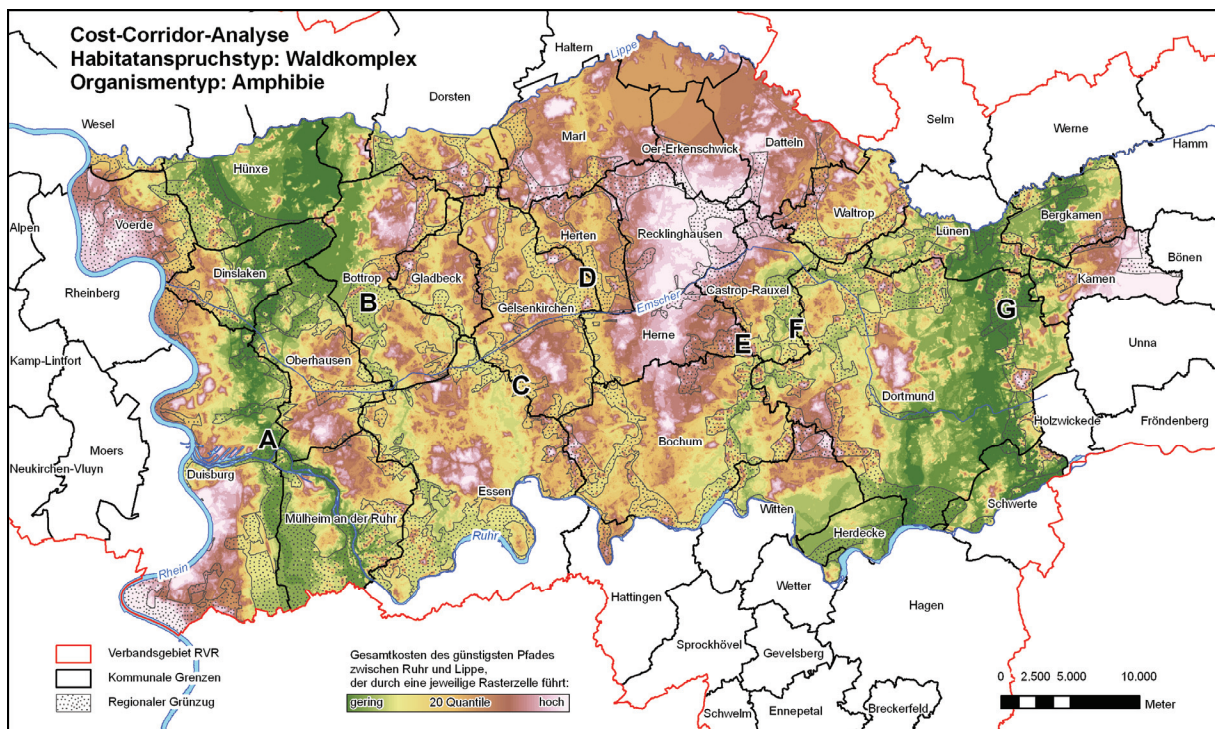


Abb. 91: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Waldkomplex“

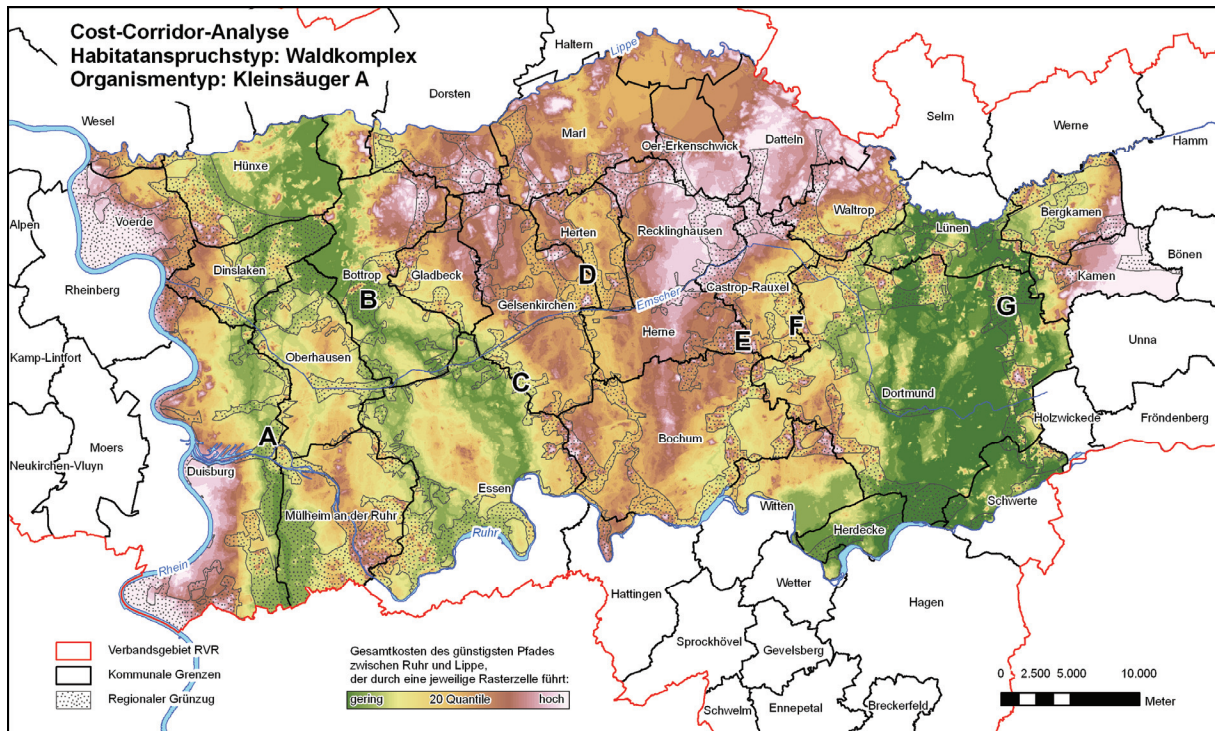


Abb. 92: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Waldkomplex“

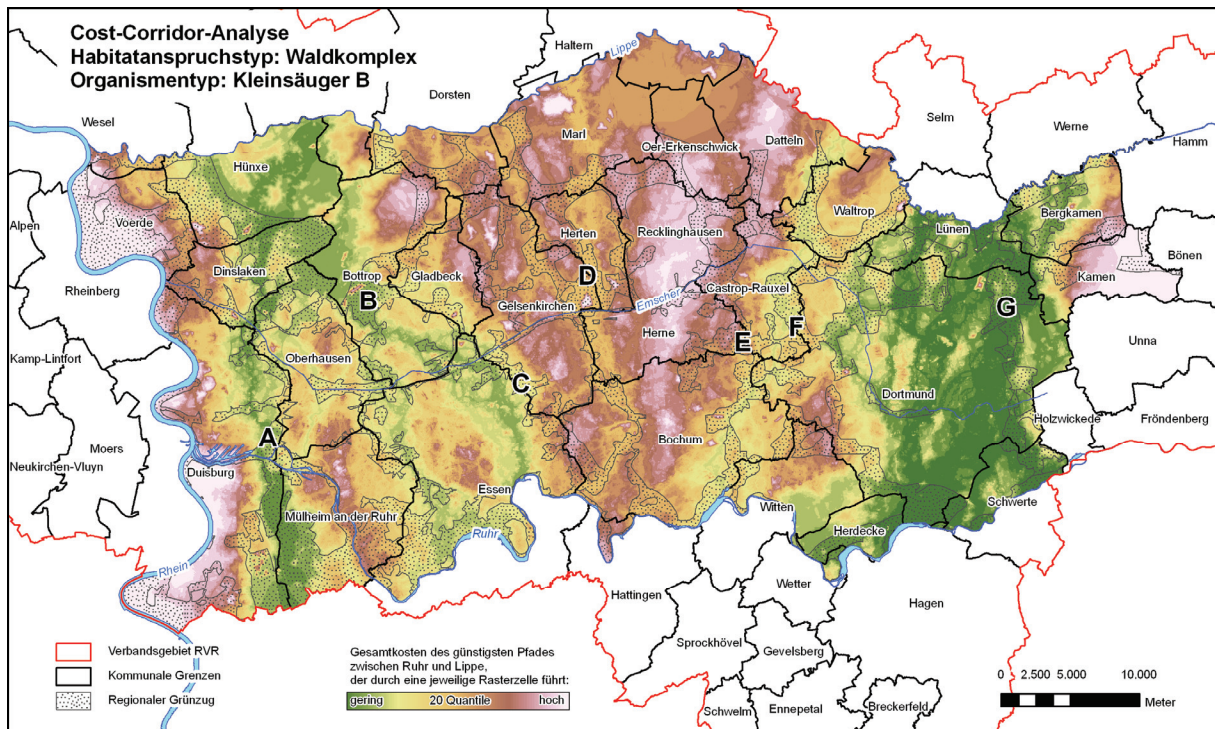


Abb. 93: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Waldkomplex“

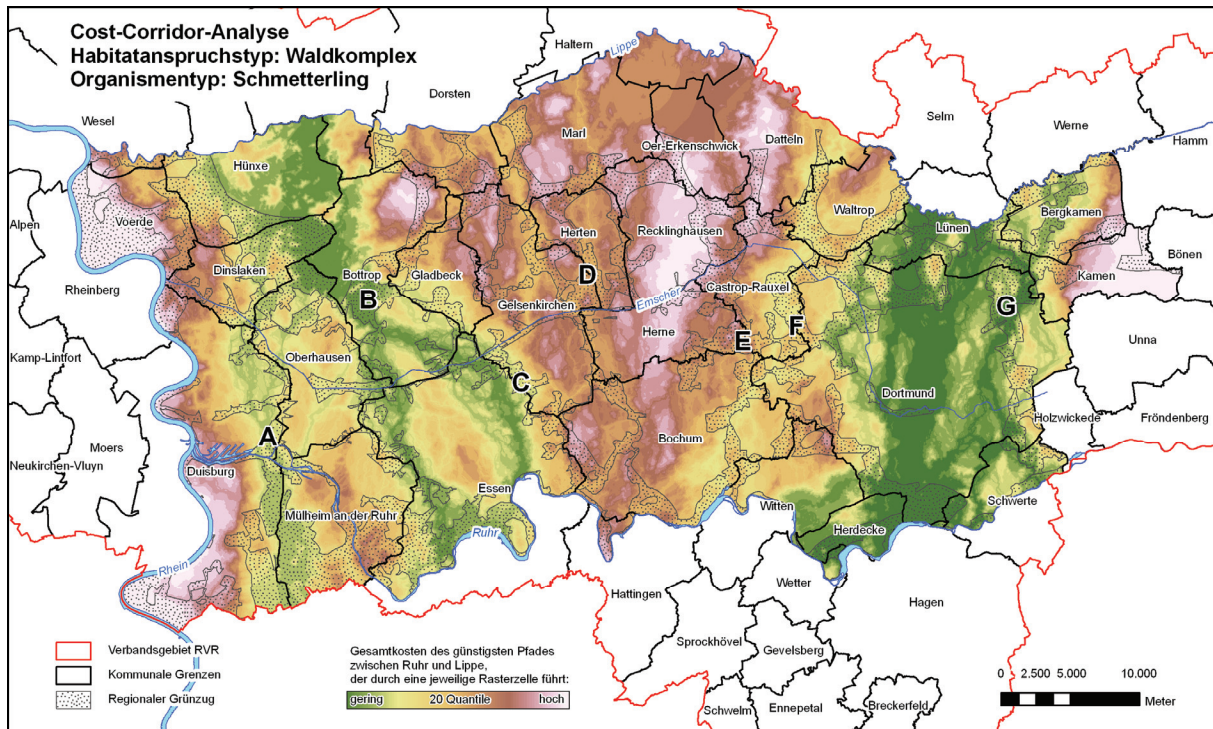


Abb. 94: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Waldkomplex“

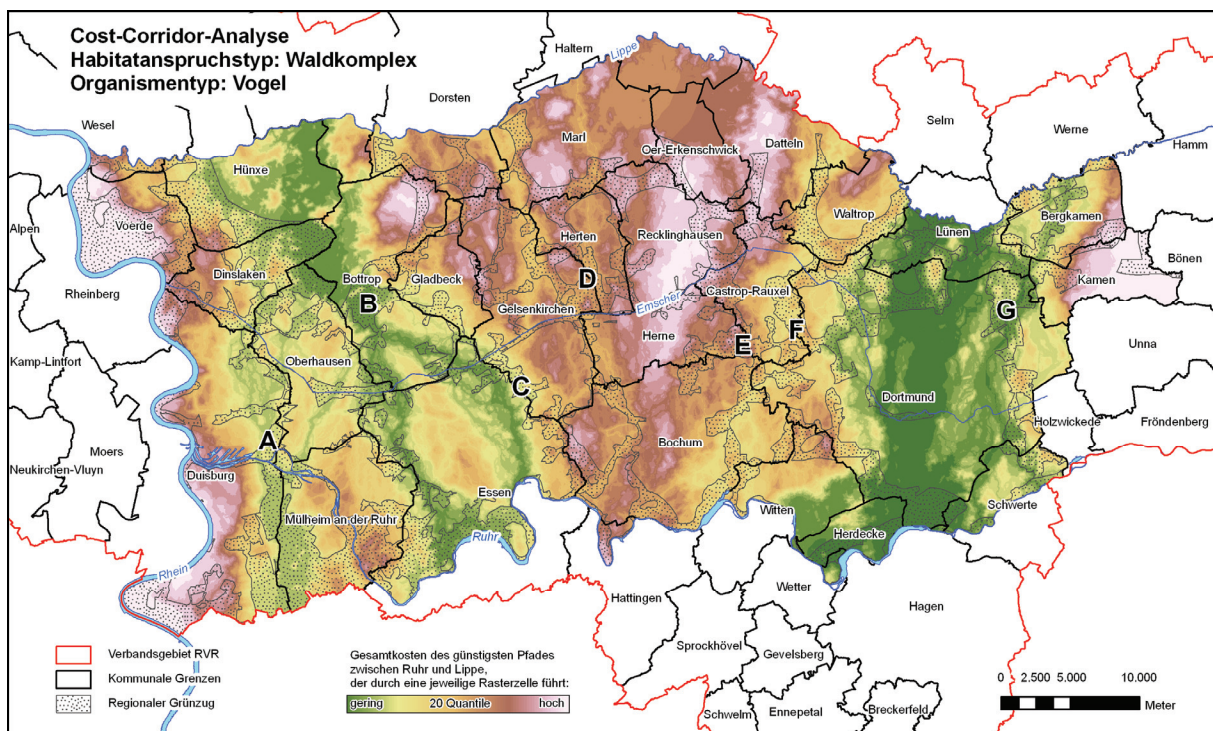


Abb. 95: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Waldkomplex“

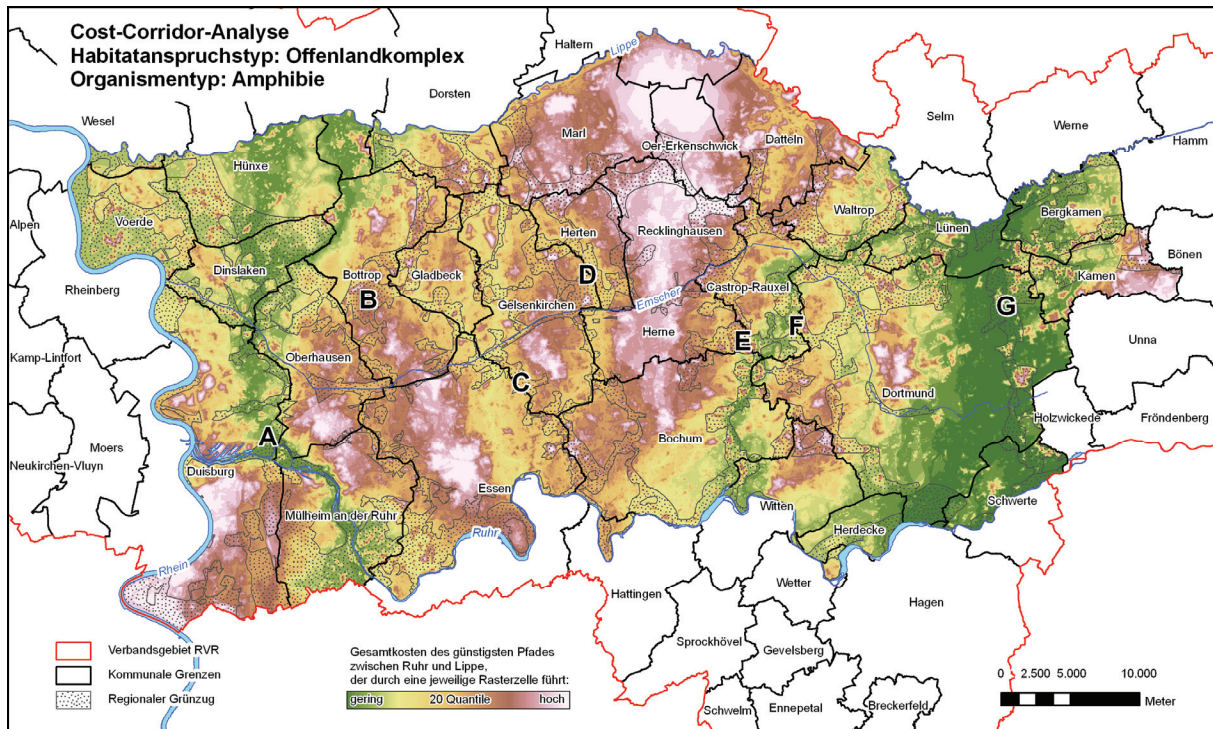


Abb. 96: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Amphibie“ und „Offenlandkomplex“

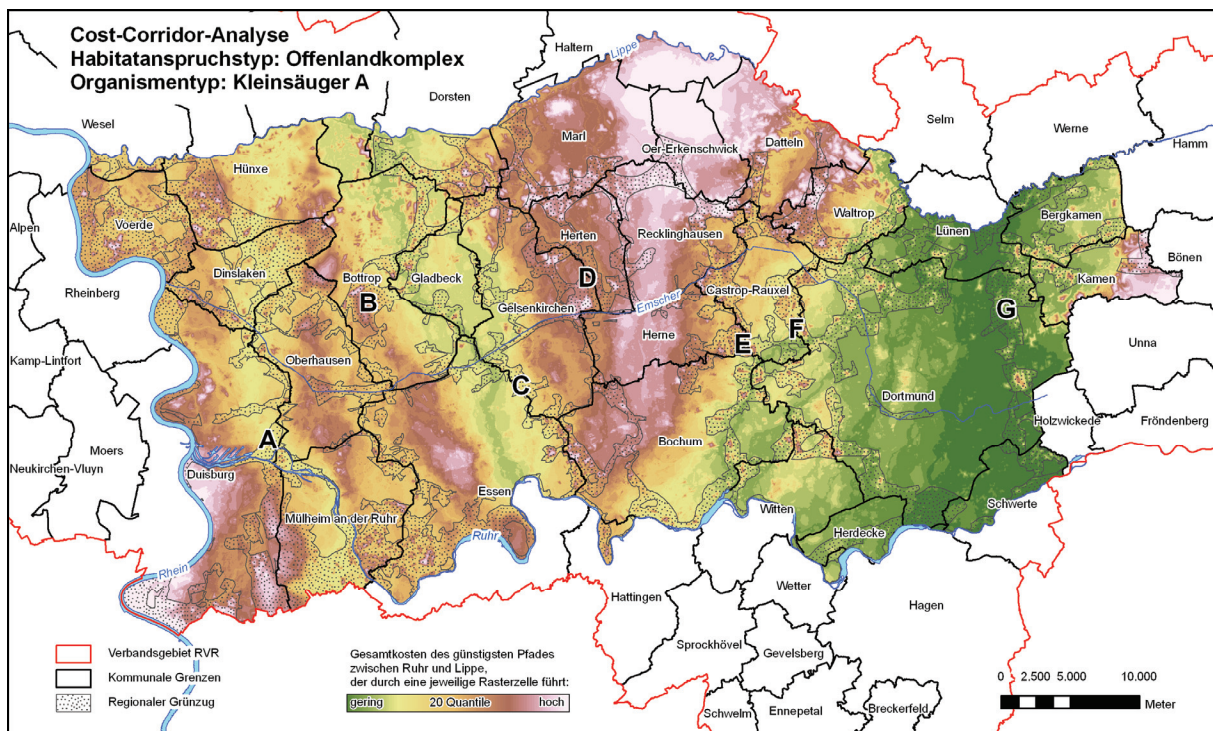


Abb. 97: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger A“ und „Offenlandkomplex“

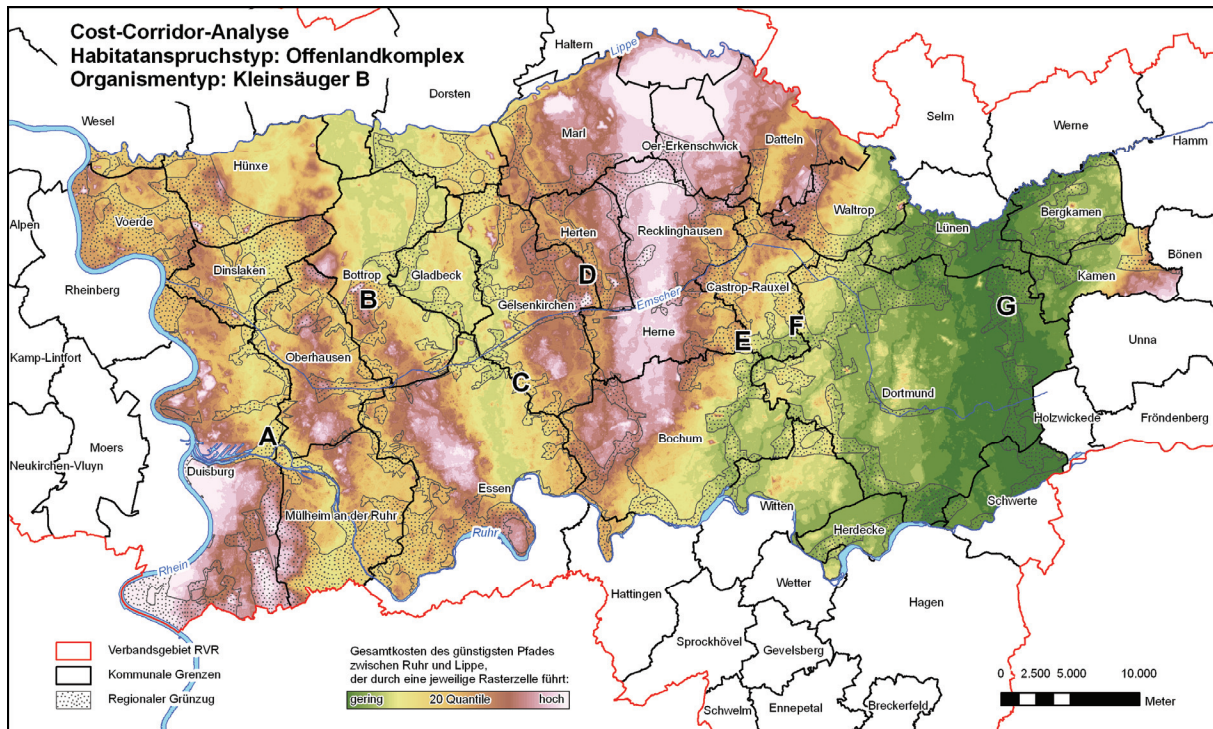


Abb. 98: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Kleinsäuger B“ und „Offenlandkomplex“

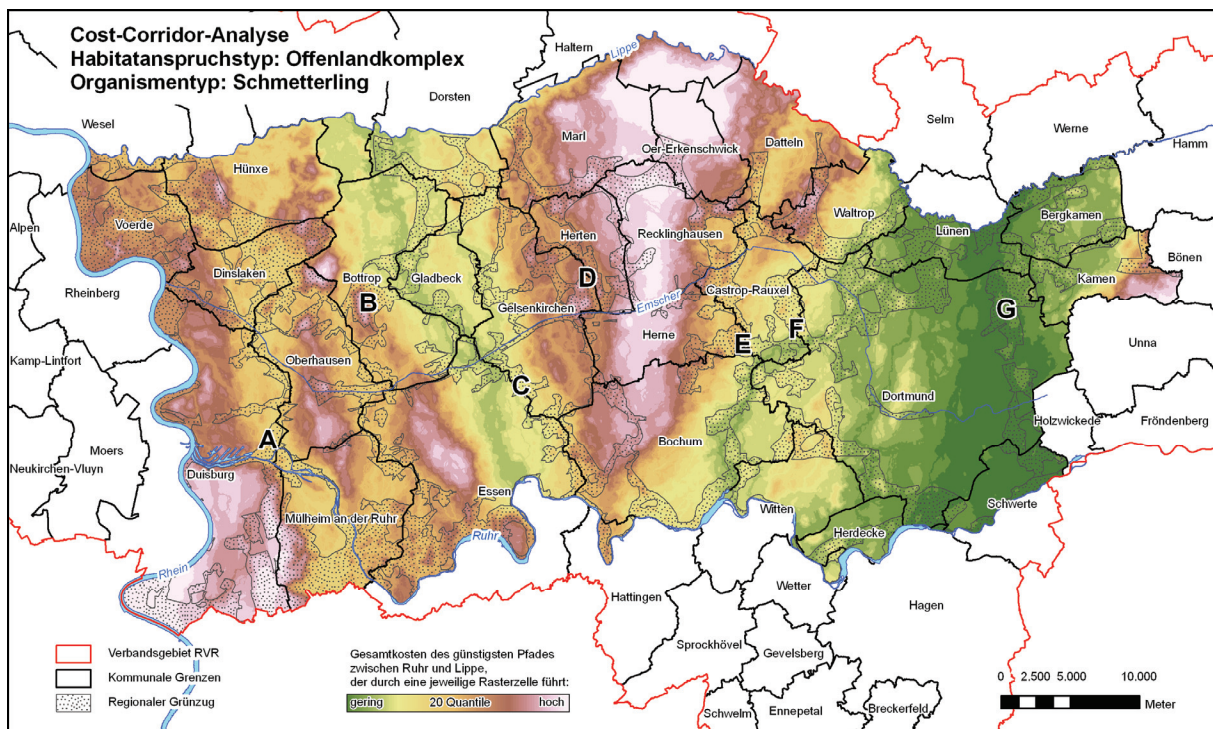


Abb. 99: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Schmetterling“ und „Offenlandkomplex“

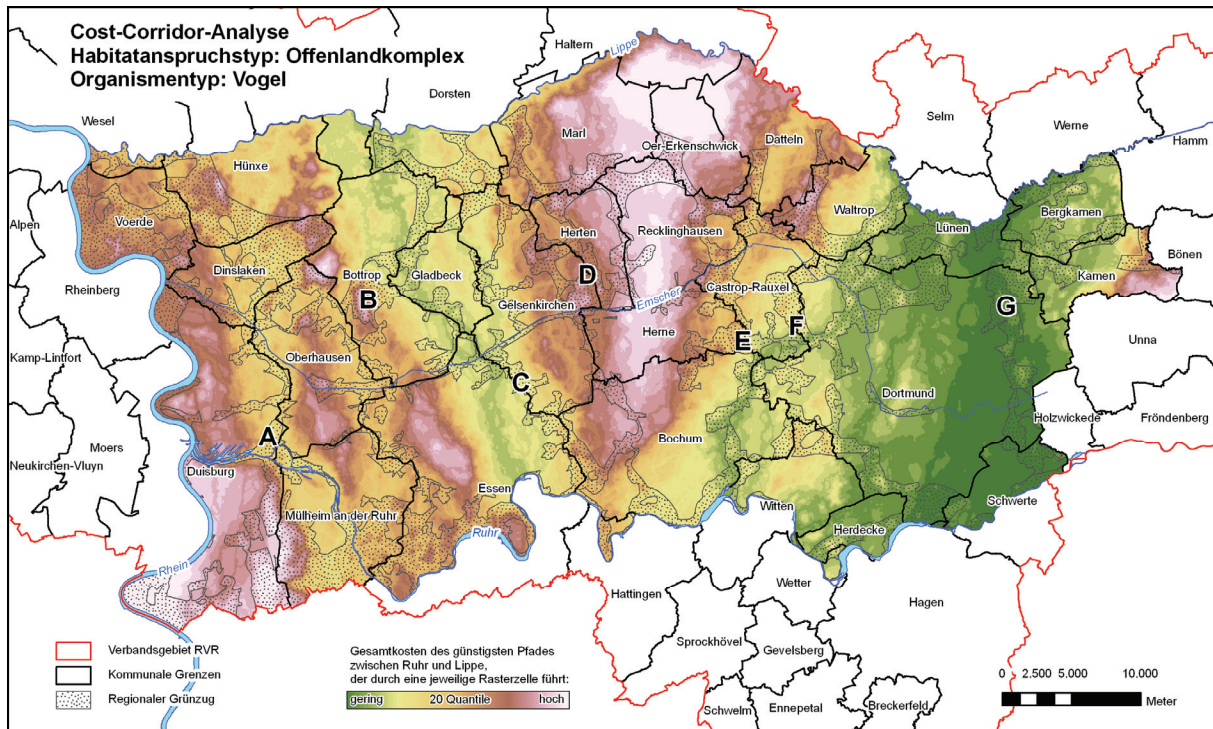


Abb. 100: Analyse des funktionalen Verbundes: Cost-Corridor-Analyse für den ökologischen Anspruchstyp „Vogel“ und „Offenlandkomplex“

8.2 Kostenskalenniveaus der ökologischen Anspruchstypen

Flächennutzungskategorie		Ordinale Kostenskalenniveaus der ökologischen Anspruchstypen																
		Amphibie Wald- & Offenlandkomplex	Amphibie Waldkomplex	Amphibie Offenlandkomplex	Kleinsäuger A Wald- & Offenlandkomplex	Kleinsäuger A Waldkomplex	Kleinsäuger A Offenlandkomplex	Kleinsäuger B Wald- & Offenlandkomplex	Kleinsäuger B Waldkomplex	Kleinsäuger B Offenlandkomplex	Schmetterling Wald- & Offenlandkomplex	Schmetterling Waldkomplex	Schmetterling Offenlandkomplex	Vogel Wald- & Offenlandkomplex	Vogel Waldkomplex	Vogel Offenlandkomplex		
Bebaute Flächen mit hohem Versiegelungsgrad (>80%)		4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3
Bebaute Flächen mit mittlerem Versiegelungsgrad (40-80%)		4	4	4	3	3	3	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3
Bebaute Flächen mit geringem Versiegelungsgrad (<40%)		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Gewerbliche und industrielle Brachflächen		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Zeichenbrachen		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Wohnbrachen		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Verkehrsbrachen		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Landwirtschaftliche Brachen		1	3	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	3
Autobahnen		5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	4	4
Hauptstraßen über Autobahnen		5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Wohn- und Erschließungsstraßen über Autobahnen		5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4
Sonstige Wege und Straßen über Autobahnen		5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4
Schienenverkehrsflächen über Autobahnen		5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4
Verkehrsbrachen über Autobahnen		5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4
Hauptstraßen		5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Ordinale Kostenskallenniveaus der ökologischen Anspruchstypen																											
Flächennutzungskategorie	Amphibie			Amphibie			Amphibie			Kleinsäuger A			Kleinsäuger B			Schmetterling			Schmetterling			Vogel			Vogel		
	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex	Wald- & Offenlandkomplex	Waldkomplex	Offenlandkomplex
Wohn- und Erschließungsstraßen	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Sonstige Wege und Straßen	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Parkplätze	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Schienenverkehrsflächen	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Landebahnen	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Öffentliche Plätze	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Fußgängerzonen	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Halden (in Nutzung)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Schüttungsflächen für Erde oder Schutt	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Deponieflächen (in Nutzung)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Lagerflächen	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Kanäle und Häfen	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Fließgewässer (ausgebaut)	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Fließgewässer (nicht ausgebaut)	1	1	1	1	1	1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Stillegewässer (Sporthäfen)	2	2	2	2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Stillegewässer (Fischzucht)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Ordinale Kostenskallenniveaus der ökologischen Anspruchstypen

Flächennutzungskategorie	Amphibie Wald- & Offenlandkomplex		Amphibie Waldkomplex		Amphibie Offenlandkomplex		Kleinsäuger A Wald- & Offenlandkomplex		Kleinsäuger A Waldkomplex		Kleinsäuger A Offenlandkomplex		Kleinsäuger B Wald- & Offenlandkomplex		Kleinsäuger B Waldkomplex		Kleinsäuger B Offenlandkomplex		Schmetterling Wald- & Offenlandkomplex		Schmetterling Waldkomplex		Schmetterling Offenlandkomplex		Vogel Wald- & Offenlandkomplex		Vogel Waldkomplex		Vogel Offenlandkomplex		
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3
Stillgewässer (sonstige)	1				1			4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Rekultivierte Halden und Deponien	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Begleitgrün	3				3			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Campingplätze	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Spiel und Sportanlagen	2				3			2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2
Kleingärten	2				3			2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2
Friedhöfe	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Gestaltete Grünflächen im hausnahen Bereich	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Parkanlagen, botanische Gärten, Zoo	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Sonstige gestaltete Grünflächen im besiedelten Bereich	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Sonstige Freiflächen im besiedelten Bereich	2				2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Ackerflächen	4				4			4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Erwerbsgartenbau (Anbauflächen, Sonderkulturen, Baumschulen)	4				4			4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Erwerbsgartenbau (sonstige Flächen)	4				4			4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Wiesen und Weiden	1				3			1	3	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	3	1	1	1	1
Obstwiesen und Obstweiden	1				3			1	3	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	3	1	1	1	1	1

Ordinale Kostenskalenniveaus der ökologischen Anspruchstypen		Amphibie Wald- & Offenlandkomplex	Amphibie Waldkomplex	Amphibie Offenlandkomplex	Kleinsäuger A Wald- & Offenlandkomplex	Kleinsäuger A Waldkomplex	Kleinsäuger A Offenlandkomplex	Kleinsäuger B Wald- & Offenlandkomplex	Kleinsäuger B Waldkomplex	Kleinsäuger B Offenlandkomplex	Schmetterling Wald- & Offenlandkomplex	Schmetterling Waldkomplex	Schmetterling Offenlandkomplex	Vogel Wald- & Offenlandkomplex	Vogel Waldkomplex	Vogel Offenlandkomplex
Dauerwiesen und Weiden (sonstige)		1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1
Laubwald		1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3
Mischwald		1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3
Nadelwald		1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3
Kahlschlagflächen		1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3
Aufforstungen und Anpflanzungen		1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3
Sonstige Gehölzbestände		1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3

Tab. 21: Ordinale Kostenskalenniveaus der ökologischen Anspruchstypen

8.3 Expertenworkshop

8.3.1 Tagesordnung

Biotopverbundfunktion der Regionalen Grünzüge: Welche Zielarten sind bei einer Modellierung relevant?



8. Juni 2009 | Emscher Quellhof in Holzwickede

Im Rahmen eines Kooperationsprojektes zwischen dem Lehrstuhl für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung (LLP) der TU Dortmund und dem Regionalverband Ruhr (RVR) wird die funktionale Konnektivität der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr mit Hilfe von Cost-Analysen modelliert. Funktionale Konnektivität ist grundsätzlich artspezifisch. Es stellt sich daher die Frage, welche Zielarten bei der Modellierung zu berücksichtigen sind. Ziel des Workshops ist es, naturschutzfachliche Positionen zu dieser Frage zu erörtern.

Eingeladen sind Vertreter und Vertreterinnen des LANUV, der Biologischen Stationen des Ruhrgebietes sowie des Landesbüros der Naturschutzverbände.

Ablauf:

- | | |
|--------------|---|
| 9:30 | Begrüßungs- und Vorstellungsrunde
<i>Moderation: Prof. Dr. Dietwald Gruehn LLP</i> |
| 10:00 | Funktionen von Regionalen Grünzügen in Ballungsräumen
<i>Prof. Dr. Giselher Kaule</i> |
| 10:30 | Aktuelle Ziele der regionalen Freiraumentwicklung; Beiträge für die Regionalplanung; Freiraumkonzept Metropole Ruhr
<i>Dr. Eberhard Geisler RVR</i>
<i>Regina Mann-Krysik RVR</i> |
| 11:00 | <i>Kaffeepause</i> |
| 11:15 | Naturschutzfachliche Ziele in Bezug auf die Konnektivität der Regionalen Grünzüge der Metropole Ruhr
<i>Roland Finke LLP</i> |
| 11:30 | Naturschutzfachliche Ziele
<i>Statements der Teilnehmer Diskussion</i> |
| 12:30 | <i>Mittagspause</i> |
| 13:30 | Barrierewirkung von Elementen der Stadtlandschaft
<i>Prof. Dr. Eckhard Jedicke</i> |
| 14:00 | Modellierung von Verbundkorridoren mit Cost-Analysen
<i>Roland Finke LLP</i> |
| 14:30 | <i>Kaffeepause</i> |
| 14:45 | Relevante Artengruppen, Leitarten
<i>Statements der Teilnehmer Diskussion</i> |
| 16:45 | Zusammenfassung
<i>Prof. Dr. Dietwald Gruehn LLP</i> |
| 17:00 | <i>Ende des Workshops</i> |

8.3.2 Teilnehmerliste

An dem durchgeführten Expertenworkshop haben teilgenommen:

Regionalverband Ruhr (RVR)

- Brosch, Brigitte
- Geisler, Dr., Eberhard
- Hüging, Petra
- Mann-Krysik, Regina

Technische Universität Dortmund

- Finke, Roland
- Gruehn, Prof. Dr., Dietwald
- Kaboth, Katharina

Weitere teilnehmende Wissenschaftler

- Jedicke, Prof. Dr., Eckhard
(Goethe-Universität Frankfurt, Institut für Physische Geographie)
- Kaule, Prof. Dr., Giselher
(Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie)

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV)

- Genkinger, Richard

Vertreter der Biologischen Stationen mit Zuständigkeit im Untersuchungsraum

- Heuser, Jürgen (Biologische Station Östliches Ruhrgebiet)
- Keil, Dr., Peter (Biologische Station Westliches Ruhrgebiet)
- Klinger, Klaus (Biologische Station Kreis Unna)
- Loos, Dr., Götz-Heinrich (Biologische Station Kreis Unna)
- Mooij, Dr., Johan (Biologische Station Kreis Wesel)
- Steinweger, Sascha (Biologische Station Umweltzentrum Hagen)

Inhalt

Im Rahmen dieser Arbeit wird die Landschaftskonnektivität innerhalb der Metropole Ruhr mit Hilfe von Least-Cost-Analysen modelliert. Die Modell-ergebnisse sind als naturschutzfachliche Grundlage zur Fortentwicklung des Systems der Regionalen Grünzüge im Rahmen des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr geeignet. Zentrale Ergebnisse der Least-Cost-Analysen sind:

- Günstigste Korridore für einen den strukturellen Verbund zusammenhängender Freiflächen repräsentierenden künstlichen Anspruchstyp „Segers vulgaris“
- Günstigste Korridore für ein Spektrum von 15 unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen, welche die naturschutzfachliche Zielsetzung eines funktionalen Biotopverbundes reflektieren

Während die ermittelten Korridore strukturell zusammenhängender Freiflächen den bestehenden Regionalen Grünzügen entsprechen, weichen die funktionalen Biotopverbundkorridore erheblich von den Regionalen Grünzügen ab. Abweichungen bestehen dort, wo Habitatsprüche eher in benachbarten Bebauung als innerhalb des Regionalen Grünzuges erfüllt werden. Die günstigsten Korridore aller ökologischen Anspruchstypen verlassen die Regionalen Grünzüge in Bereichen großflächiger Ackernutzung.

Neben der Ableitung von entsprechenden Planungshinweisen werden im Rahmen von Sensitivitätsanalysen auch methodische Aspekte des Einsatzes von Least-Cost-Analysen zur Modellierung von Landschaftskonnektivität untersucht. Auf diese Weise werden räumlich differenzierte Aussagen in Bezug auf den Einfluss der Kalibrierung der Kostensets auf die Ergebnisse bzw. in Bezug auf der Modellierung innewohnende Unsicherheiten getroffen.

Anhand einer abschließenden Evaluation wird diskutiert, in welchem Maß das Modell die Anforderungen erfüllt, welche sich aus dem vorgesehenen Einsatz zur Berücksichtigung der Erfordernisse der strukturellen und der funktionalen Landschaftskonnektivität im Rahmen des künftigen Regionalplanes Metropole Ruhr ergeben.