

Master Thesis

im Rahmen des

Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“
(UNIGIS MSc) am Zentrum für Geoinformatik (Z_GIS)
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

„Untersuchung landschaftsstruktureller Veränderungen anhand der Biotopkartierung Tirol“

vorgelegt von

Mag. Fabian Nagl

U1503, UNIGIS MSc Jahrgang 2010

Zur Erlangung des Grades

„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) – MSc(GIS)“

Gutachter:

Ao. Univ. Prof. Dr. Josef Strobl

Innsbruck, 31.12.2014

Erklärung der eigenständigen Abfassung der Arbeit

Ich versichere, diese Master Thesis ohne fremde Hilfe und ohne Verwendung anderer als der angeführten Quellen angefertigt zu haben, und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden sind entsprechend gekennzeichnet.

Innsbruck, 31.12.2014

Mag. Fabian Nagl

Kurzfassung

Landschaftliche Veränderungen sind in der Kulturlandschaft wesentlich durch anthropogene Nutzung und Nutzungsänderungen bedingt. Daraus resultierende strukturelle Veränderungen der Landschaft haben Auswirkungen auf ökologische Funktionen und Prozesse und sind daher von naturschutzfachlicher Bedeutung. Vor diesem Hintergrund werden in dieser Arbeit ökologisch relevante Veränderungen der Landschaftsstruktur im Zeitraum der letzten zwei Jahrzehnte analysiert. Grundlage bildet die Biotopkartierung der Gemeinden Fieberbrunn und Kauns in Tirol. Die Fragmentierung naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume wird mit Hilfe der Landschaftsstrukturmaße *Number of Patches*, *Class Area*, *Mean Patch Size* sowie *Proximity Index* untersucht. Die Analysen zeigen eine deutliche Fragmentierung von Feuchtflächen in Fieberbrunn auf. Die untersuchten Trockenrasenbestände in Kauns haben keine Zerstückelung erfahren. Die Quantifizierung der landschaftlichen Vielfalt mittels *Shannon's Diversity Index* zeigt insgesamt keine wesentlichen Veränderungen. Folgen von Strukturänderungen für die Biodiversität können also daraus nicht direkt abgeleitet werden. Auf Basis einer räumlichen Verschneidung der Datensätze werden Entwicklungen von Lebensräumen aufgezeigt und interpretiert. Methodische Probleme ergaben sich durch subjektiv geprägte Biotopabgrenzungen, Ungenauigkeiten in der Datengrundlage und Unterschiede in der thematischen Einteilung. Die Analyse trägt zur Erkennung der Veränderung qualitativer Merkmale von Lebensräumen bei und kann als Informationsgrundlage für das Biotopmanagement dienen.

Abstract

In cultivated landscapes, anthropogenic use and changes in such use constitute major contributors to landscape changes. The resulting structural changes to landscape affect ecological functions and processes and are therefore of importance under nature conservation aspects. On this background, ecologically relevant changes to landscape structure have been analysed over the last two decades. The basis for analysis is the habitat mapping of the communities Fieberbrunn and Kauns in Tyrol. The fragmentation of biotopes relevant under the aspect of nature conservation is investigated using the landscape metrics Number of Patches, Class Area, Mean Patch size, and Proximity Index. The analyses show a distinct fragmentation of wetland areas in Fieberbrunn. The investigated dry grassland areas in Kauns have not experienced fragmentation. Altogether, a quantification of landscape diversity using Shannon's Diversity Index has not turned up significant changes. Thus, no consequences for biodiversity of structural changes can be directly derived from this. Developments of biotopes are shown and interpreted on the basis of a spatial intersection of the data sets. Methodological problems were caused by subjective delimitations between biotopes, by inaccuracies in data base, and by differences in thematic subdivision. The analysis contributes to the detection of changes to the qualitative features of biotopes and may serve as an information basis for biotope management.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
2. Landschaftstheoretischer Hintergrund	4
2.1 Quantifizierung mit Landschaftsstrukturmaßen	6
2.2 Auswahl und Eigenschaften von Landschaftsstrukturmaßen	8
2.3 Analyse und Bewertung naturschutzfachlicher Aspekte mittels Landschaftsstrukturmaßen	11
2.4 Landschaftsstrukturelle Merkmale und Entwicklungen aus naturschutzfachlicher Sicht.....	12
2.4.1 Fragmentierung	12
2.4.1.1 Habitatverlust	13
2.4.1.2 Isolierung.....	15
2.4.2 Landschaftsdiversität.....	16
2.4.3 Qualitative Aspekte der Landschaftskomposition.....	17
3. Datengrundlage	18
3.1 Kartiergebiet Fieberbrunn	19
3.2 Kartiergebiet Kauns	20
4. Analysemethodik	22
5. Ergebnisse	26
5.1 Kartiergebiet Fieberbrunn	26
5.1.1 Flächenanalyse	26
5.1.2 Nachbarschaftsanalyse	34
5.1.3 Diversitätsanalyse	35
5.2 Kartiergebiet Kauns	36
5.2.1 Flächenanalyse	36
5.2.2 Nachbarschaftsanalyse	44
5.2.3 Diversitätsanalyse	44
6. Diskussion	45
6.1 Interpretation der Ergebnisse.....	45
6.1.1 Kartiergebiet Fieberbrunn	45

6.1.2	Kartiergebiet Kauns	49
6.2	Methodenkritik	51
7.	Fazit und Ausblick.....	55
8.	Literatur	57
9.	Anhang	62

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Kartiergebiet der Gemeinde Fieberbrunn. Detail: Ausschnitt der Kartierung 2013. Datenquelle: Land Tirol.....	19
Abb. 2: Kartiergebiet der Gemeinde Kauns. Detail: Ausschnitt der Kartierung 2009. Datenquelle: Land Tirol.....	21
Abb. 3: Kartiergebiet Fieberbrunn. Hervorgehoben sind Flächen mit einer Veränderung der Biotopzuordnung basierend auf den Biotopklassen aus Tab. 2. Datenquelle: Land Tirol.	27
Abb. 4: Entwicklung von Flächenmaßen auf Landschaftsebene im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn.....	28
Abb. 5: Number of Patches berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1996 und 2013 im Vergleich.....	32
Abb. 6: Class Area berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1996 und 2013 im Vergleich.	32
Abb. 7: Mean Patch Size berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1996 und 2013 im Vergleich.....	33
Abb. 8: Kartiergebiet der Gemeinde Kauns. Hervorgehoben sind Flächen mit einer Veränderung der Biotopzuordnung. Datenquelle: Land Tirol.....	36
Abb. 9: Entwicklung von Flächenmaßen auf Landschaftsebene im Untersuchungsgebiet Kauns.....	37
Abb. 10: Number of Patches berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1995 und 2009 im Vergleich.....	41
Abb. 11: Class Area berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1995 und 2009 im Vergleich.	41
Abb. 12: Mean Patch Size berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1995 und 2009 im Vergleich.....	42

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Pufferbreiten für linienförmig kartierte Lebensräume.....	25
Tab. 2: Verschneidung der Kartierungen von 1996 und 2013. Matrix der Flächenveränderungen [ha] basierend auf aggregierter Klasseneinteilung (A = subalpine, alpine Biotop; F = Feuchtflächen; GEW = Gewässer geprägte Biotop; SAJK = Aufforstung, Jungwuchs, Kahlfäche; NULL = kein Biotop; die weiteren Typen sind im Biotoptypenkatalog enthalten, siehe Tab. A I).....	27
Tab. 3: Ergebnisse der Flächenanalyse für die Gruppe der Feuchtbiotop im Kartiergebiet Fieberbrunn.	29
Tab. 4: Ergebnisse der Flächenanalyse auf Klassenebene im Kartiergebiet Fieberbrunn.	31
Tab. 5: Ergebnisse der Nachbarschaftsanalyse für Feuchtflächen im Kartiergebiet Fieberbrunn.	34
Tab. 6: Ergebnisse der Diversitätsanalyse im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn. Die Berechnung wurde für die Erstkartierung mit unterschiedlicher Klassenzahl durchgeführt.	35
Tab. 7: Durch Verschneidung der Kartierungen von 1995 und 2009 generierte Matrix der Flächenveränderungen [ha] (NULL = kein Biotop).	37
Tab. 8: Ergebnisse der Flächenanalyse auf Klassenebene im Kartiergebiet Kauns.	40
Tab. 9: Ergebnisse der Flächenanalyse für ausgewählte Lebensraumtypen innerhalb des Naturschutzgebietes.	43
Tab. 10: Durch Verschneidung der Kartierungen von 1995 und 2009 generierte Matrix der Flächenveränderungen [ha] innerhalb des Naturschutzgebietes (NULL = kein Biotop).	43
Tab. 11: Ergebnisse der Nachbarschaftsanalyse für die Klasse MMR im Untersuchungsgebiet Kauns.	44
Tab. 12: Ergebnisse der Diversitätsanalyse im Untersuchungsgebiet Kauns.	44

Abkürzungsverzeichnis

CA	Class Area
EVEN	Eveness
MPI	Mean Proximity Index
MPS	Mean Patch Size
NP	Number of Patches
PD	Patch Density
PSSD	Patch Size Standard Deviation
PX	Proximity Index
R	Richness
SHDI	Shannon's Diversity Index
SIDI	Simpson's Diversity Index

Namen und Abkürzungen von Lebensraumtypen gemäß Lebensraumtypenkatalog der "Biotopkartierung Tirol" sind in Tab. A I im Anhang enthalten.

1. Einleitung

Im Bundesland Tirol steht mit der, für den Großteil des Dauersiedlungsraumes flächendeckend vorliegenden, terrestrischen Biotopkartierung eine wichtige Datengrundlage für naturschutzfachliche Fragestellungen zur Verfügung. Es liegen Informationen über Vorkommen, Lage, Größe und Zustand von naturnahen bis anthropogen stark beeinflussten Lebensräumen vor. Die landschaftlichen Veränderungen seit der Erstkartierung in den Jahren 1991 - 2000 erfordern die derzeit laufende Aktualisierung der vorhandenen Daten.

Ausprägung und Entwicklung der Landschaft werden sowohl durch naturräumliche Bedingungen und Prozesse, als auch durch anthropogene Nutzung bestimmt. Dabei wird die Struktur der Landschaft in bedeutendem Maß durch den Menschen gestaltet, und damit werden ökologische Prozesse und Funktionen beeinflusst (Turner et al. 2001, Walz 2008). Insbesondere Veränderungen der Flächennutzung führen zu einem Landschaftswandel und zu Veränderungen in der Landschaftsstruktur (Blaschke 2006). Europaweit wirkt sich heute vor allem ein steigender Landschaftsverbrauch durch Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur aus und bewirkt eine zunehmende Fragmentierung natürlicher und naturnaher Lebensräume. Ähnliches gilt für die Ausweitung und besonders auch die Intensivierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Artenreiche natürliche und naturnahe Habitats sowie landwirtschaftlich extensiv genutzte Flächen nehmen dagegen weiterhin ab (EEA 2010a, 2010b). Die Landschaftsstruktur steht in einem engen Zusammenhang mit ökologisch wichtigen Prozessen und funktionalen Eigenschaften der Landschaft. Sie beeinflusst etwa Stoffflüsse sowie Abundanz und Diversität von Arten (Turner 1989). Nutzungsbedingte Veränderungen haben damit ökologische Auswirkungen und Einfluss auf die Funktionen der Landschaft. So werden Habitatsausprägungen sowie Tier- und Pflanzenarten durch Änderungen in der Art und Intensität der Nutzung beeinflusst (EEA 2010a). Veränderung der Landnutzung und des Landschaftsmusters werden als eine der Hauptursachen für den Artenrückgang gesehen (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Dabei sind Fragmentierung und damit einhergehend Verlust und Isolierung von Biotopen, durch Ausdehnung von Infrastruktur und Intensivierung der Bewirtschaftung, häufig dokumentierte Veränderungen mit negativen Folgen für Biodiversität (z.B. Bennett 2003, EEA 2009, Uuemaa et al. 2013) und ökosystemare Dienstleistungen (EEA 2010b). Der Verlust der Artenvielfalt wird als eines der größten umweltrelevanten Probleme unserer Zeit angesehen (Walz & Syrbe 2013). Besonders

in der Kulturlandschaft, wo naturnahe Lebensräume und ökologisch wichtige Artengemeinschaften häufig von Landnutzungsänderungen betroffen sind, besteht die Gefahr kumulativer Veränderungen durch eine Vielzahl kleiner Eingriffe - mit negativen Auswirkungen für den Bestand von Arten und Lebensräumen (vgl. Walz & Syrbe 2013). Die Evaluierung des ökologischen Zustandes und die Analyse des Landschaftswandels sind daher im Kulturlandschaftsraum von großer Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität.

Grundlage für eine flächenhafte ökologische Bewertung bildet die Analyse der Landschaftsstruktur. Basierend auf Erkenntnissen zum Zusammenhang zwischen Struktur und Funktion der Landschaft können durch die Charakterisierung raumstruktureller Aspekte Aussagen über ökologisch-funktionale Eigenschaften abgeleitet (Walz 2004) und damit ökologische Folgen von Landschaftsveränderungen abgeschätzt werden (Langanke et al. 2005, Walz 2008). Landschaftsstrukturelle Merkmale werden mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen quantitativ erfasst. Diese beschreiben die Zusammensetzung der Landschaft sowie die räumliche Konfiguration ihrer Elemente und charakterisieren dabei unter anderem Aspekte wie Art, Größe, Anzahl, Form, Anordnung und Lagebeziehungen von Landschaftselementen (Gustafson 1998, McGarigal & Marks 1995).

Für den Einsatz von Landschaftsstrukturmaßen gibt es eine Vielzahl an Beispielen in unterschiedlichen Anwendungsbereichen. Einen Überblick geben etwa Lang & Blaschke (2007), Uemaa et al. (2009, 2013) und Walz (2011). Untersuchungen befassten sich bislang überwiegend mit methodischen Aspekten. So wurden Zusammenhänge zwischen der Struktur der Landschaft und funktionalen Eigenschaften wie Habitateignung und Diversität untersucht (Alard & Poudevigne 1999, Bender et al. 1998, Honnay et al. 2003, Moser et al. 2002). Andere Studien beschäftigten sich mit datenspezifischen Problemstellungen. Es wurden etwa Einflüsse von räumlicher Auflösung und Ausdehnung (Townsend et al. 2009) sowie der thematischen Auflösung der Datengrundlage (Bailey et al. 2007) aufgezeigt. Darüber hinaus finden Landschaftsstrukturmaße zunehmend praktische Anwendung (Walz 2011). Lang & Tiede (2003) konstatieren die wachsende Bedeutung der quantitativen Landschaftsstrukturanalyse in ökologischen raumstrukturellen Untersuchungen und betonen den naturschutzfachlichen Anwendungskontext. Indices zur Landschaftsstruktur tragen zur Untersuchung der Isolation von Habitaten (Aune et al. 2005) und der Fragmentierung (Geneletti 2004) bei. JOOSS (2006) gibt ein Beispiel für den Einsatz in der Biotopverbundplanung. Zahlreich ist die Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen für die Evaluierung von Landnutzungsänderungen und insbesondere für die Untersuchung der ökologischen Auswirkungen von

Landschaftsveränderungen (z.B. Olsen et al. 2007, Verburg et al. 2009, Walz 2008, Zebisch 2004). Frondoni et al. (2011) untersuchten Landbedeckungsänderungen und potentielle ökologische Auswirkungen im Zeitraum 1954 bis 2001 für eine 1286 km² große Fläche, welche die Stadt Rom und ihre Umgebung einschließt. Sie analysierten landschaftsstrukturelle Veränderungen in drei Zeitschritten anhand der Landschaftsmaße *Patch Number*, *Mean Patch Size*, *Median Patch Size* und *Mean Proximity Index*. Damit konnte die Fragmentierung von landwirtschaftlichen Flächen durch Siedlungs- und Infrastrukturflächen dokumentiert werden. Veränderungen in der Zusammensetzung der Landschaft wurden anhand der Gesamtflächen der Bedeckungsklassen dargestellt. Zusätzlich wurden die Datensätze räumlich miteinander verschnitten um Flächenveränderungen im Detail aufzuzeigen und Entwicklungen zu veranschaulichen. Im Zusammenhang mit dem Biodiversitätsschutz betonen Martínez et al. (2010) die Wichtigkeit sowohl Erhaltungszustand als auch Veränderungen der Landschaft zu untersuchen. Sie ermittelten die Fragmentierung naturnaher Habitate, welche bedeutend zur Biodiversität beitragen, anhand von einfachen und leicht interpretierbaren Landschaftsstrukturmaßen.

Die vorliegenden Datenbestände der "Biotopkartierung Tirol" wurden bisher nicht flächenhaft ausgewertet. Veränderungen sind lediglich vereinzelt durch qualitativ-verbale Einschätzung in den Biotopbeschreibungen nachvollziehbar dokumentiert. Zur Untersuchung ökologisch bedeutsamer Landschaftsveränderungen sollen daher im Rahmen der gegenständlichen Arbeit Biotopausstattung und naturschutzfachlich relevante Strukturmerkmale mittels Landschaftsstrukturanalyse untersucht sowie Art und Umfang von Veränderungen zwischen Erstkartierung und Aktualisierung dargestellt werden. Insbesondere die Fragmentierung naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume und ihre Auswirkungen in Form von Habitatverlust und -verkleinerung sowie Isolation sind Inhalt der Untersuchung. Dabei sollen Anzahl und Flächengrößen der Habitate analysiert und die Biotopvernetzung mittels *Proximity Index* quantifiziert werden. Zur Evaluierung der Folgen landschaftsstruktureller Veränderungen für die Biodiversität wird die Landschaftsdiversität mittels *Shannon's Diversity Index* quantifiziert. Zusätzlich sollen Lebensraumveränderungen auf Grundlage einer räumlichen Verschneidung von Erstkartierung und Aktualisierung dargestellt und damit wesentliche flächenmäßige Entwicklungen erklärt werden. Methodik und Interpretierbarkeit der Ergebnisse werden im Rahmen der Arbeit anhand von zwei Testgebieten evaluiert als Basis für eine spätere Anwendung in weiteren Gebieten.

2. Landschaftstheoretischer Hintergrund

Landschaftsstrukturelle Eigenschaften, die das räumliche Muster der Landschaft ausmachen, dienen schon lange der Beschreibung unseres Lebensumfelds (Lang & Blaschke 2007), gleichzeitig ist die Landschaftsstruktur auch "[...] ein wichtiges Merkmal zur Analyse von Veränderungen der Umweltqualität [...]" (Walz et al. 2001: 104). Naturschutzfachliche Arbeiten orientierten sich lange Zeit am Natürlichkeitsgrad und zielten dabei auf die Erhaltung bzw. die Wiederherstellung möglichst naturnaher und natürlicher Zustände ab (Plachter 1991, zit. nach Lang & Blaschke 2007: 280). Sie untersuchten vor allem die Zusammensetzung der Landschaft (Zebisch 2002) und betrachteten Aspekte wie Habitatqualität, Artabundanzen und Biodiversität, unabhängig vom räumlichen Kontext (Townsend et al. 2009). Aktuelle Methoden dagegen beruhen zunehmend auf der Erkenntnis, dass neben der Wertigkeit von Landschaftselementen auch deren räumliche Anordnung und Form wichtig für ökologische Prozesse und Funktionen sind, sie stützen sich damit auf den landschaftsstrukturellen Ansatz (Lang & Tiede 2003). Dieser befasst sich mit dem räumlichen Muster der Landschaft sowie der spezifischen räumlichen Anordnung von Landschaftseinheiten, charakterisiert also messbare raumstrukturelle Gegebenheiten und stellt deren Zustand und Veränderung dar (Lang & Blaschke 2007). Methodisch basiert er auf den Grundaspekten Struktur, Funktion und Veränderung, welche als allgemein anerkannte Charakteristika der landschaftsökologischen Forschung vielfach zitiert werden (Lang & Blaschke 2007, Walz 2004, Walz et al. 2001).

Zusammensetzung und Anordnung der diskreten Landschaftselemente kennzeichnen die **Struktur** der Landschaft (Forman 1995, zit. nach Walz 2006: 4). Die Zusammensetzung wird auch als Landschaftskomposition bezeichnet. Sie umfasst Art und Anzahl der einzelnen Landschaftselemente (McGarigal & Marks 1995), charakterisiert also die flächenhafte Zusammensetzung einer Landschaft (Lang & Blaschke 2007). Ergänzend beschreibt die Anordnung oder Landschaftskonfiguration die spezifische räumliche Anordnung von Landschaftseinheiten und damit die räumlich explizite Struktur des Landschaftsmosaiks (Lang & Blaschke 2007). Sie untersucht also die Größe, Form und Lage der einzelnen Landschaftselemente zueinander.

Das Muster der Landschaft entsteht somit durch eine Abfolge von homogenen Landschaftseinheiten. Als Landschaftselemente oder Patches werden die "[...] kleinsten, je nach Erfassungs- und Betrachtungsmaßstab als weitgehend homogen betrachteten Einzelemente der Landschaft [...]" bezeichnet (Lang & Blaschke 2007: 105). Die Ableitung homogener Einheiten ist grundlegend für die darauf aufbauenden

landschaftsstrukturellen Analysen und übt einen Einfluss auf deren Ergebnisse aus (ebd.). Sie kann beispielsweise durch eine manuelle Abgrenzung (Frononi et al. 2011), oder auf Basis von Segmentierungsverfahren (Geri et al. 2010) erfolgen. Definition und Abgrenzung der elementaren Landschaftseinheiten sind darüber hinaus von der zu untersuchenden Fragestellung abhängig und können z.B. auf Biotoptypen (Hof et al. 2010) oder Nutzungseinheiten (Herzog & Lausch 2001) basieren.

Zwischen der Landschaftsstruktur und den Funktionen der Landschaft, denen elementare, miteinander verkettete, natürliche Prozesse zugrunde liegen, besteht eine gegenseitige Abhängigkeit (Steinhardt et al. 2012). Der Aspekt der **Funktion** beschreibt die, in Form des Austausches von Energie, Materie und Organismen bestehenden, Wechselwirkungen zwischen den Landschaftselementen (Forman & Godron 1986, zit. nach Lang & Blaschke 2007: 102). Landschaften weisen unterschiedliche Funktionen auf, Steinhardt et al. (2012) unterscheiden sozioökonomische Funktionen und ökologische Funktionen. Diese gliedern sich in Regulations-, Schutz-, Entwicklungs- und Regenerationsfunktion sowie der Lebensraumfunktion, die im Mittelpunkt der weiteren Betrachtung steht.

Die **Veränderung** bzw. Entwicklung von Struktur und Funktion in Abhängigkeit der Zeit stellt einen übrigen Aspekt des landschaftsstrukturellen Ansatzes dar (Forman & Godron 1986, zit. nach Lang & Blaschke 2007: 102). Der Wandel der Landschaft ist ein natürlicher Prozess, der auch ohne anthropogenen Einfluss stattfindet. Periodisch ist etwa die phänologische Jahresrhythmik. Episodisch treten Ereignisse höherer Intensität auf, z.B. Waldbrände, Windwurf, Lawinenereignisse etc., welche Regenerationsprozesse in Abhängigkeit der Stabilitätseigenschaften einer Landschaft auslösen, die teilweise auch integrale, notwendige Bestandteile eines Ökosystems darstellen. Gravierend sind dagegen aus Sicht der Landschaftsstrukturanalyse graduell, in eine bestimmte Richtung ablaufende Veränderungen (Lang & Blaschke 2007).

Zusammenfassend ist nach Pietsch & Richter (2008: 161) "Ein wesentlicher Forschungsgegenstand der Landschaftsökologie [...] die Struktur der Landschaft. Diese steht in engem Zusammenhang mit deren Funktionen und Veränderungsdynamik."

2.1 Quantifizierung mit Landschaftsstrukturmaßen

Die quantitative Charakterisierung von landschaftsstrukturellen Merkmalen erfolgt mit Hilfe von räumlichen Maßzahlen, den Landschaftsstrukturmaßen (*landscape metrics*) (Lang & Blaschke 2007). Dabei wird die Landschaftsstruktur basierend auf "flächen-, form-, randlinien-, diversitäts- und topologiebeschreibenden [...] Kennzahlen" analysiert und über die Beschreibung von "Größe, Form, Anzahl, Art und Anordnung der Landschaftselemente" definiert (Walz 2006: 5).

Die Untersuchung eines Landschaftsausschnittes mit Landschaftsstrukturmaßen kann auf hierarchischen Gliederungsebenen erfolgen:

- i. auf Ebene der Landschaftselemente,
- ii. auf Ebene der Klassen, welche durch Landschaftselemente des gleichen Typs gebildet werden,
- iii. auf Ebene der Gesamtlandschaft.

(Lang & Blaschke 2007, Steinhardt et al. 2012)

Patch-bezogene Maßzahlen (*patch-level metrics*) charakterisieren die räumliche Ausprägung von einzelnen Landschaftselementen. Sie bilden in den meisten Anwendungen die Basis für die Berechnung von Landschaftsmaßen auf den übergeordneten Betrachtungsebenen, können aber auch auf Patch-Ebene wichtige Aussagen zulassen (McGarigal & Marks 1995). Hinsichtlich der zu charakterisierenden strukturellen Eigenschaften sind nach Lang & Blaschke (2007) folgende Gruppen anzuführen: Flächenbezogene Maßzahlen sind bedeutend aufgrund ihrer Einfachheit und weiten Verbreitung sowie ihrer ökologischen Relevanz mit Hinblick auf artbezogene Flächenansprüche und die Größe von Habitatflächen. Sie sind Grundlage für viele weitere Maße, so wird beispielsweise die Landschaftszusammensetzung von Flächenanteilen abgeleitet. Randlinienbezogene Maßzahlen charakterisieren ausgehend von der Randlinienlänge eines Patches unter anderem die Dichte von Grenzlinien und beschreiben damit in Abhängigkeit von der Qualität der Grenzlinien Aspekte der Verzahnung und Strukturiertheit bzw. Fragmentierung und Zerschneidung. Formbezogene Maßzahlen charakterisieren die geometrische Form von Patches, meist auf Grundlage von Fläche und Umfang. Des Weiteren kann die Kompaktheit basierend auf ein- und umschreibenden Kreisen, oder über die Charakterisierung der Komplexität der Randlinien (fraktale Dimension) beschrieben werden. Mit Hilfe der

Kernflächenanalyse lassen sich Randeffekte operationalisieren und bestimmte Teilräume von Habitaten beschreiben.

Klassenbezogene Maßzahlen (*class-level metrics*) integrieren die räumliche Charakterisierung aller Patches einer Klasse. Der Schwerpunkt vieler Anwendungen liegt dabei in der Ermittlung von Anzahl und Verteilung der Patches einer bestimmten Klasse (McGarigal & Marks 1995). Grundsätzlich sind klassenspezifische Maßzahlen, welche die räumlich explizite Anordnung der Patches untersuchen, zu unterscheiden von klassenaggregierten Maßzahlen. Diese resultieren in der Regel aus einer Summen- oder Mittelwertbildung der auf Patch-Ebene berechneten Maße und zählen zu den räumlich impliziten Maßzahlen. Allgemein können die auf einer bestimmten Ebene ermittelten Indices statistisch aggregiert und zur Beschreibung struktureller Merkmale auf darüber liegenden Gliederungsebenen herangezogen werden (Lang & Blaschke 2007). Die Autoren beschreiben auf Klassenebene die Verwendung distanzbezogener Maßzahlen. Diese operationalisieren Nachbarschaftsbezug und Nähe und charakterisieren auf Basis der Lagebeziehung von Patches zueinander ökologisch wichtige Aspekte der Erreichbarkeit und Vernetzung. Eine weitere mögliche Anwendung liegt in der klassenbezogenen Charakterisierung von Fragmentierung.

Landschaftsbezogene Maßzahlen (*landscape-level metrics*) beschreiben das Landschaftsmuster in seiner Gesamtheit und bilden dabei die strukturellen Eigenschaften eines Landschaftsausschnitts in einem Wert ab. Es können wiederum landschaftsspezifische Maßzahlen, welche räumlich explizite, konfigurationsbeschreibende Aussagen zulassen, von landschaftsaggregierten räumlich impliziten Maßzahlen unterschieden werden, die keinen expliziten Raumbezug haben. Bedeutung auf Landschaftsebene haben insbesondere Diversitätsindizes. Diese charakterisieren die Zusammensetzung der Landschaft basierend auf den Anteilen der Klassen an der Gesamtausstattung. Sie werden als Hauptgruppe räumlich impliziter Maße angeführt und stellen eine der häufigsten Anwendungen von Landschaftsstrukturmaßen dar. Innerhalb der Diversitätsmaße kann die Berechnung des Verklumpungsgrads herausgestellt werden, da sie die räumliche Anordnung berücksichtigt. Schließlich ist die Gruppe der Zerschneidungsmaße anzuführen, die auf Grundlage einer Zerschneidungsgeometrie den Grad der Landschaftszerschneidung quantifizieren (Lang & Blaschke 2007).

2.2 Auswahl und Eigenschaften von Landschaftsstrukturmaßen

Im Ganzen gibt es eine Fülle an unterschiedlichen Landschaftsstrukturmaßen. Eine umfassende Zusammenstellung findet sich etwa in der Dokumentation zur Analysesoftware FRAGSTATS (McGarigal 2014). Inhaltlich kategorisiert bietet sie eine detaillierte Beschreibung der implementierten Maßzahlen, außerdem Hintergrundinformationen unter anderem zur Anwendung und Interpretation der Landschaftsmaße. Mit dem Ziel, den Auswahlprozess im konkreten Anwendungskontext zu erleichtern, wurde außerdem die Indikatordatenbank IDEFIX (*Indicator Database for Scientific Exchange*) erstellt (Klug et al. 2003). Sie bietet eine Übersicht über publizierte Maßzahlen zur Untersuchung von Landschaftsprozessen und -funktionen und stellt Informationen über deren ökologische Bedeutung sowie Hinweise zu datenspezifischen Eigenschaften bereit. Sie enthält darüber hinaus auch Evaluierungsergebnisse und Erfahrungen zur Anwendbarkeit von Maßzahlen und unterstützt damit die Auswahl von Landschaftsstrukturmaßen für naturschutzfachliche Anwendungen (ebd.).

Einhergehend mit der Vielzahl an existierenden Landschaftsstrukturmaßen bestehen teilweise Ähnlichkeiten hinsichtlich der zu beschreibenden Eigenschaften sowie der mathematischen Grundlagen. Eigen sind den Kennzahlen jedoch immer ein spezifischer Hintergrund und Anwendungszweck, zu dem sie entwickelt wurden (Lang & Blaschke 2007: 214).

Im Allgemeinen ist eine relativ kleine Anzahl geeigneter Landschaftsstrukturmaße ausreichend und zur Erfassung der wesentlichen Aspekte zweckmäßig (vgl. z.B. Cushman et al. 2008, Lang & Blaschke 2007, Lang et al. 2002, Olsen et al. 2007). Der Auswahl hinsichtlich der Zielsetzung relevanter und geeigneter Landschaftsmaße kommt daher eine große Bedeutung zu (vgl. Lang et al. 2002, Lausch & Herzog 2002). Insbesondere muss die Aussage der Landschaftsstrukturmaße hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutsamkeit für den zu untersuchenden Prozess geprüft werden (McGarigal 2014: 29).

Die drei hierarchischen Gliederungsebenen (*patch - class - landscape*) reflektieren die Betrachtung unterschiedlicher Aspekte der Landschaftsstruktur. Geeignete Analyselevel und passende Landschaftsstrukturmaße sind entsprechend ihrer Bedeutung bezüglich der Fragestellung auszuwählen. Zahlreiche Landschaftsstrukturmaße können auf mehreren Betrachtungsebenen berechnet werden, wobei sie einen der Ebene entsprechenden Fokus auf unterschiedliche räumliche Eigenschaften haben und damit unterschiedliche ökologische Eigenschaften,

Zusammenhänge und Prozesse charakterisieren. Das Verständnis dafür, welcher Aspekt der Struktur durch eine Maßzahl quantifiziert wird, ist für ihre Anwendung entscheidend, ebenso wie ihre Interpretation entsprechend dem jeweiligen Analyselevel (McGarigal & Marks 1995). Lang & Blaschke (2007: 214) propagieren im Rahmen einer vollständigen Untersuchung der Landschaft, Analysen auf allen Ebenen einzubeziehen um Strukturen maßstabsübergreifend zu erfassen.

Landschaftsstrukturmaße messen selten nur einen strukturellen Aspekt des Landschaftsmusters allein. Gleichzeitig sind viele Landschaftsstrukturmaße auf die gleichen Patch-bezogenen Eigenschaften zurückzuführen. Folglich treten Korrelationen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen auf, d.h. sie haben redundante Aussagen, da sie ähnliche oder gleiche strukturelle Aspekte der Landschaftsstruktur quantifizieren (z.B. *Patch Density* und *Mean Patch Size* auf Landschaftsebene). Ferner kann Korrelation auch dann bestehen, wenn unterschiedliche strukturelle Aspekte der Untersuchungslandschaft statistisch miteinander korreliert sind (McGarigal 2014: 28).

Die Auswahl der für einen Untersuchungszweck relevanten Landschaftsstrukturmaße aus der Vielzahl an verfügbaren Maßzahlen kann mittels statistischer Methoden oder durch eine inhaltlich-semantische Selektion erfolgen (Lang & Blaschke 2007).

Einen vielfach durchgeführten statistischen Ansatz bildet die Reduktion der Maßzahlen mittels Faktorenanalyse auf eine repräsentative Auswahl weniger unabhängiger Kennzahlen (Bailey et al. 2007, Honnay et al. 2003, Lausch & Herzog 2002, Schindler et al. 2008). Die auf statistische Weise erlangten Ergebnisse von Cushman et al. (2008) weisen darüber hinaus auf eine universelle Kombination von Maßzahlen zur Beschreibung der wesentlichen Attribute der Landschaftsstruktur.

Die rein statistische Reduktion von Maßzahlen lässt allerdings außer Acht, dass viele Landschaftsstrukturmaße für bestimmte ökologische Fragestellungen entwickelt wurden, und diese wiederum allenfalls nur durch spezifische Maßzahlen ausreichend analysiert werden können (Bock et al. 2005a). Ob die mit statistischen Methoden identifizierten Faktoren eine ökologische Bedeutung haben, wird nicht angezeigt (Lang & Blaschke 2007). Entsprechend betont McGarigal (2014: 28), dass die Auswahl von Landschaftsmaßen im Hinblick auf eine Hypothese über das Landschaftsmuster und den zugrunde liegenden Prozessen und Bedingungen erfolgen soll.

Im Rahmen eines inhaltlich-semantischen Auswahlprozesses erfolgt eine Selektion von Landschaftsstrukturmaßen, die - abgestimmt auf die spezifische Fragestellung und den Anwendungskontext - bestimmte ökologische Sachverhalte anzeigen. Es bietet sich damit eine Vielzahl von Einsatzmöglichkeiten im Rahmen einer gezielten Untersuchung von naturschutzfachlichen Fragestellungen an (Lang & Blaschke 2007).

Hinsichtlich der Auswahl und Interpretation von Landschaftsstrukturmaßen ist im Übrigen eine mögliche inhaltliche Ambivalenz zu beachten. So kann beispielsweise eine ermittelte Randliniendichte von Strukturreichtum aber auch von Fragmentierung zeugen (Lang & Blaschke 2007), oder in Abhängigkeit der Lebensraumansprüche verschiedener Tiergruppen positive oder negative Habitatzustände anzeigen (Bock et al. 2005a).

Darüber hinaus können bestimmte Parameter die Ausprägung der Ergebnisse beeinflussen. Insbesondere zu beurteilen sind mögliche Effekte, die vom Betrachtungsmaßstab, der thematischen Auflösung und der Abgrenzung des Untersuchungsgebietes abhängig sind (Lang et al. 2002). Der Einfluss des Betrachtungsmaßstabs begründet sich darin, dass die Definition und Identifikation der Patches als homogene Einheiten und somit ihre Abgrenzung vom Betrachtungsmaßstab abhängen. Grenzen von Landschaftselementen und damit das Muster der Landschaft sind daher immer in Bezug zum Betrachtungsmaßstab zu sehen (vgl. McGarigal 2014). Viele Landschaftsmaße sind abhängig von der verwendeten thematischen Auflösung d.h. von der Klassentiefe der zu analysierenden Daten. Unterschiedliche inhaltliche Abgrenzungen und Klasseneinteilungen haben Unterschiede in der Größe, Form und Anordnung der Patches zur Folge. Es können daher nur Ergebnisse, die bei ähnlicher thematischer Auflösung ermittelt wurden, miteinander verglichen werden (Bock et al. 2005a, Lang & Blaschke 2007). Im Übrigen haben Bailey et al. (2007) festgestellt, dass Landschaftsmaße in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung unterschiedlich zur Beschreibung der wesentlichen Aspekte in der Landschaftsstruktur beitragen können. Die räumliche Ausdehnung, also Größe und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes, sind weitere Faktoren, die die Ergebniswerte beeinflussen können. Häufig erfolgt eine Auswertung auf Basis administrativer Bezugseinheiten. Dabei ist zu beachten, dass ökologische Phänomene in der Regel nicht an administrative Grenzen gebunden sind und sie daher auf diese Art unter Umständen nicht realistisch erfasst bzw. abgebildet werden können. Des Weiteren werden Ergebnisse für ein gesamtes Untersuchungsgebiet abgeleitet, obwohl insbesondere administrative Einheiten möglicherweise nicht homogen hinsichtlich eines betrachteten ökologischen Aspekts sind. Bei künstlich generierten Raumeinheiten können darüber hinaus durch Zerschneidung von Patches an der Grenze des Untersuchungsgebietes Artefakte gebildet werden, welche die Ergebnisse beeinflussen. Naturräumlich oder ökologisch definierte Raumgliederungen erscheinen indessen geeigneter für die Analyse ökologischer Prozesse (Lang & Blaschke 2007, Lausch & Herzog 2002, Walz et al. 2001).

2.3 Analyse und Bewertung naturschutzfachlicher Aspekte mittels Landschaftsstrukturmaßen

Die naturschutzfachliche Relevanz der Bewertung mittels Landschaftsstrukturmaßen liegt in der ökologischen Bedeutung der quantitativen Informationen begründet.

Wie bereits festgehalten, stehen landschaftliche Prozesse und Funktionen in Wechselwirkung mit der Struktur der Landschaft (Steinhardt et al. 2012, Walz 2004). Das Landschaftsmuster hat also Einfluss auf ökologische Prozesse. So beeinflussen die in einem Landschaftsausschnitt vorhandenen Lebensraumtypen, deren Anordnung, Größe, Form und Grenzstrukturen sowie die auftretenden Nachbarschaftsbeziehungen das Vorkommen und Ausbreitungsverhalten von Organismen und somit biotische Abundanzen und Diversität sowie auch Stoffflüsse (vgl. Turner 1989). Zugleich widerspiegelt die Landschaftsstruktur auch die auftretenden Prozesse und Funktionen (Gustafson 1998).

Ursache für das Landschaftsmuster sind im Wesentlichen die abiotischen Bedingungen (Klima, Boden und Topographie), die biotischen Wechselwirkungen, natürliche Dynamiken in Form von Störungen, Extremereignissen und Sukzession, sowie die anthropogene Landnutzung (Turner et al. 2001). Das räumliche Muster ist damit das Ergebnis der Interaktion zwischen physikalischen, biologischen und anthropogenen Faktoren (Turner 1989).

Insbesondere jedoch prägt die Landnutzung das Landschaftsmuster und die Prozesse in der Landschaft. So werden Richtung und Rate von natürlichen Prozessen beeinflusst und nutzungsbedingte Strukturen formen in Wechselwirkung mit den abiotischen Bedingungen die Landschaft (Turner et al. 2001: 91). Änderungen in der Landnutzung führen Änderungen der Landschaftsstruktur herbei und sind damit treibende Kräfte für Änderungen der damit verknüpften Landschaftsfunktionen und Prozesse (Turner et al. 2001, Verburg et al. 2009). Die Landschaft bildet somit eine Schnittstelle zwischen anthropogenen und ökologischen Prozessen (Turner 1989).

Die Quantifizierung der Landschaftsstruktur ist Voraussetzung um Zusammenhänge zwischen dem räumlichen Muster und ökologischen Funktionen herzustellen (Turner 1989) und die Funktionen und deren Veränderungen zu analysieren (McGarigal & Marks 1995). Die Landschaftsanalyse mit strukturbeschreibenden Maßzahlen lässt Rückschlüsse auf funktionale ökologische Aspekte zu. Die Erfassung und Quantifizierung von Landschaftsveränderungen mit Landschaftsstrukturmaßen ermöglicht damit eine Einschätzung und Bewertung von qualitativen ökologischen

Auswirkungen. Die ermittelten Maßzahlen bilden auf diese Weise Indikatoren für die Veränderung der Umweltqualität (O'Neill & Hunsaker 1997).

In der Literatur werden zahlreich Zusammenhänge zwischen spezifischen räumlichen Eigenschaften und ökologischen Prozessen sowie Landschaftsfunktionen analysiert und beschrieben, insbesondere Aspekte der Biodiversität. Die Maßzahlen finden zunehmend operationell Anwendung zur Charakterisierung von ökosystemaren Eigenschaften und Landschaftsfunktionen, und im Zusammenhang mit der Evaluierung von Landschaftsveränderungen (Uuemaa et al. 2009, 2013).

2.4 Landschaftsstrukturelle Merkmale und Entwicklungen aus naturschutzfachlicher Sicht

Ausgewählte naturschutzfachlich relevante Aspekte der Landschaftsstruktur sowie der Landschafts- und Biotopentwicklung sollen im Folgenden erläutert und funktionale ökologische Zusammenhänge und Wirkungen dargestellt werden.

2.4.1 Fragmentierung

Die Ausbreitung von Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur (Walz 2008) und die Intensivierung der Landnutzung (Schindler et al. 2009) führen zu einer zunehmenden Fragmentierung von natürlichen und naturnahen Lebensräumen. Fragmentierung bezeichnet nach Forman (1995, zit. nach Turner et al. 2001: 3) die Zerteilung von Habitaten in kleinere Parzellen. D.h. ursprünglich größere, zusammenhängende Flächen werden in zunehmend kleinere und voneinander isolierte Fragmente zerstückelt. Die direkten Folgen dieses Prozesses, nämlich Habitatverlust sowie Verkleinerung und Isolierung von Lebensräumen sind von großer biologischer Relevanz. So stellt die Fragmentierung durch anthropogene Landnutzungsänderungen eine der am häufigsten angeführten Gefährdungen für die Biodiversität dar (Uuemaa et al. 2013). Mit der Biodiversität werden Eigenschaften und Funktionalität von Ökosystemen sowie die Bereitstellung von Ökosystemleistungen beeinflusst (EEA 2010b, Hooper et al. 2005).

Auf landschaftlicher Ebene führt der Prozess also zu strukturellen Veränderungen welche wiederum Auswirkungen auf ökologische Prozesse haben:

2.4.1.1 Habitatverlust

Die Zerteilung führt zu einem direkten Flächenverlust durch die Inanspruchnahme insbesondere in Form von Siedlungs- und Straßenflächen oder intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen. Bedingt durch Puffer- oder Übergangszonen und Emissionswirkungen (z.B. Lärm und Abgase entlang von Verkehrswegen) ist der effektive Lebensraumverlust für bestimmte Arten unter Umständen noch deutlich größer (Lang & Blaschke 2007). Die Qualität eines Habitats ist, insbesondere für sensitive Arten, nicht nur von der Flächengröße sondern auch von den Eigenschaften der umgebenden Landschaftseinheiten abhängig (Farina 2006).

Außerdem werden durch die Fragmentierung auch die verbleibenden Lebensräume flächenmäßig zunehmend kleiner und damit in ihrer Qualität verändert (vgl. Lang & Blaschke 2007).

Generell beherbergen größere Habitate mehr Arten und in der Regel höhere Individuenzahlen (Turner et al. 2001). Die Verkleinerung von Lebensräumen kann also zur Abnahme sowohl der Populationsgröße als auch der Artenzahl führen. Je kleiner eine Population desto größer ist die Gefahr ihrer Auslöschung (Shaffer 1981). Voraussetzung für das Fortbestehen einer Art ist eine artspezifische Mindesthabitatfläche. Wird diese unterschritten wird die zum Überleben notwendige minimale Populationsgröße (*minimum viable population size*, MVP) nicht erreicht und die Überlebenschance ist nicht garantiert. Stochastische Effekte in Form von demographischen und genetischen Fluktuationen sowie Variationen der Umweltbedingungen können wirksam werden und den Rückgang bzw. die Auslöschung von Populationen bewirken (Lang & Blaschke 2007).

Die Beziehung zwischen der Größe eines Lebensraums und der Artenzahl gibt die charakteristische Arten-Areal-Kurve wieder. Mit zunehmender Flächengröße steigt die Artenzahl anfangs steil an und verflacht anschließend (Lang & Blaschke 2007). Mit der Flächengröße nimmt die Variabilität in Bezug auf Umweltfaktoren wie die mikroklimatischen und topographischen Voraussetzungen zu. Diese feinmaßstäbige Habitatheterogenität erhöht das Spektrum an potentiellen Nischen, erfüllt damit unterschiedliche Habitatansprüche und erlaubt eine höhere Artenvielfalt (vgl. Honnay et al. 2003, Turner et al. 2001).

In Zusammenhang mit der Größe der Habitatflächen stehen außerdem Randeffekte. Diese nehmen mit der Verkleinerung der Habitate zu. Bedingt durch biotische und abiotische Prozesse und Wechselwirkungen zwischen räumlichen Einheiten weisen Habitat-Randbereiche veränderte Bedingungen gegenüber den Innenräumen auf.

Randeffekte können unter anderem veränderte biotische Interaktionen und Klimabedingungen bewirken sowie Exponiertheit und Störungen bedingen. Tier- und Pflanzenarten sind auf unterschiedliche Habitatbereiche angewiesen. Neben randsensitiven, die Innenräume bewohnende Arten, bevorzugen andere Arten Randlebensräume oder sie nutzen verschiedene Habitate. Die Verkleinerung von Lebensräumen durch Fragmentierungsprozesse ist hinsichtlich der Randeffekte von Bedeutung, da mit abnehmender Habitatfläche das Verhältnis von Innenbereich zur Gesamtfläche sinkt. Große Flächen haben einen relativ großen Anteil an Kernflächen während kleine Flächen einen größeren Anteil an Randflächen aufweisen und bei sehr kleinen Fragmenten die Kernflächen gegen null tendieren. Damit können auch geringflächige Eingriffe in Form von linienförmigen Zerschneidungen (z.B. durch die Anlage von Straßentrassen) zu einem verhältnismäßig hohen Verlust effektiv nutzbarer Habitatfläche für randsensitive Arten führen. In dieser Hinsicht sind große Patches wertvoller einzustufen, auch gegenüber mehreren kleinen mit derselben Gesamtfläche (Lang & Blaschke 2007). Bender et al. (1998) stellen in diesem Zusammenhang fest, dass für randsensitive Arten ein größerer Populationsrückgang angenommen werden muss, als durch den direkten Habitatverlust abzuleiten ist. Dagegen wird die Größe der Populationen von Arten in Habitat-Randbereichen weniger stark abnehmen als durch den effektiven Habitatverlust zu erwarten wäre. Für Generalisten, welche Rand- und Innenbereiche besiedeln, begründet der effektive Habitatverlust den Populationsrückgang.

Die Fragmentierung beeinflusst damit stärker Arten der Habitat-Innenräume und Spezialisten mit enger Lebensraumbindung, welche an größere Habitate gebunden sind. So sind in kleineren Fragmenten im Verhältnis mehr Generalisten zu finden, mit weniger spezifischen Umweltansprüchen (Farina 2006). Große Habitate sind in Summe bedeutend für den Naturschutz. Sie sind heterogener, weniger exponiert sowie weniger Störungen ausgesetzt, enthalten in der Regel mehr Arten und höhere Abundanz (Farina 2006) und bieten sowohl Rand- als auch Kernflächenbewohnern Lebensraum (Turner et al. 2001).

2.4.1.2 Isolierung

Die Fragmentierung bewirkt neben der Verkleinerung von Lebensräumen auch eine räumliche Trennung von Habitaten und Populationen. Generell sind weniger isolierte Habitate artenreicher (Honnay et al. 2003). Besteht ein funktionaler Zusammenhang durch die Vernetzung benachbarter Teilpopulationen, sodass ein genetischer Austausch möglich ist, kann auf diese Weise das Aussterberisiko ausgeglichen und die Existenz von Populationen in fragmentierten Lebensräumen gesichert werden (vgl. Theorie der Metapopulation von Levins (1970, zit. nach Lang & Blaschke 2007). Lokales Aussterben von kleinen, durch Flächenverlust verringerten und geschwächten Populationen wird durch Ausbreitung und Wiederbesiedelung kompensiert, wenn ähnliche Lebensräume nahe beieinander oder in relevanter Entfernung liegen. Wenn Austausch und Genfluss durch die steigende Isolation verhindert werden, erfolgt eine Schwächung der Population und die Persistenz ist nicht gesichert (Lang & Blaschke 2007). Die Wahrscheinlichkeit einer Rekolonisation nach vorübergehendem Aussterben und damit auch der Grad der Isolation hängen nicht nur von der Entfernung der Habitat-Patches sondern auch von der Qualität und der strukturellen Ausprägung der Umgebung ab. Vernetzungseffekte durch Trittsteine und Korridore aber auch Barrierewirkungen von anthropogenen (z.B. Straßen, Siedlungen) sowie auch natürlichen Elementen (z.B. Gewässer) können wirksam werden. Die Wirkung der Fragmentierung ist darüber hinaus abhängig von Ausbreitungspotential und Effizienz der Fortbewegung der Arten (vgl. Farina 2006, Lang & Blaschke 2007).

2.4.2 Landschaftsdiversität

Der Biodiversitätsbegriff umfasst neben der genetischen Diversität und der Artendiversität auch die Vielfalt auf Ebene der Lebensräume (United Nations 1992, Walz & Syrbe 2013). Ihr wird eine große Bedeutung beigemessen, da die Biotopvielfalt und -ausstattung wesentlich die Artenvielfalt und -ausstattung beeinflussen (Zebisch 2004). Die positive Korrelation von Landschaftsdiversität und Artendiversität beschreiben Honnay et al. (2003) als räumliche Erweiterung des ökologischen Grundsatzes, wonach eine hohe Heterogenität innerhalb eines Habitat-Patches eine größere Vielfalt an potentiellen Nischen und damit hohe Artendiversität ermöglicht. Die Landschaftsdiversität ist somit ein wichtiger Aspekt der Biodiversität. Ihre Quantifizierung kann als Ausdruck sowie Indikator der Vielfalt auf Artenebene herangezogen werden (Billeter et al. 2008) bzw. dient der Ansprache der Biodiversität allgemein (Walz & Syrbe 2013).

Landschaftskomposition und -vielfalt sind in der Kulturlandschaft von der Nutzung abhängig und damit von Nutzungsänderungen betroffen (vgl. Walz 2011). Walz (2011) unterstreicht die Wichtigkeit der Landschaftsebene für den Naturschutz und den Erhalt der Biodiversität. So stellen zahlreiche Untersuchungen den Schutz größtmöglicher Diversität an Lebensräumen über den Schutz einzelner Arten und Habitate. Auch wird anhand mehrerer Studien gezeigt, dass die Entwicklung genereller Schutzstrategien auf Artenebene, bedingt durch die unterschiedlichen Ansprüche, schwierig ist bzw. zu Zielkonflikten führen kann. Ansätze auf höherer räumlicher Ebene sind daher von großer Bedeutung (ebd).

Zu beachten ist, dass für eine umfassende Untersuchung der Biodiversität die Betrachtung der Landschaftskomposition allein nicht ausreichend ist. Es können strukturelle Eigenschaften, wie z.B. ein hoher Grad an Fragmentierung, und auch funktionale Eigenschaften und Faktoren, wie Störungseinflüsse oder Interaktionen zwischen Populationen und Arten, Auswirkungen auf die Biodiversität haben. Allgemein ist auch der Zusammenhang zwischen der Artausstattung und der Landschaftsstruktur artabhängig unterschiedlich: es können sowohl die Landschaftskomposition aber auch strukturelle Eigenschaften, welche die Form und Anordnung von Lebensräumen betreffen, ausschlaggebend sein (Walz & Syrbe 2013, Zebisch 2004). Insbesondere bei tierökologischen Untersuchungen kann die räumliche Konfiguration von Habitaten bedeutend sein (Pietsch & Richter 2008). Darüber hinaus sind auch qualitative Aspekte zu betrachten, da z.B. eine hohe Vielfalt auf Artenebene unter Umständen auch in wenig naturnahen und gestörten Ökosystemen auftreten

kann (Zebisch 2004) und Seltenheit und v.a. die potentielle ökologische Bedeutung von Lebensräumen bei der Berechnung der Landschaftsdiversität anhand der häufig angewandten Diversitätsindizes nach Shannon und Simpson nicht berücksichtigt werden (McGarigal 2002).

Filip et al. (2008) befürworten in dieser Hinsicht eine artengruppenspezifische Betrachtungsweise, um die Bedeutung der Diversität für die Habitatfunktion in Abhängigkeit der Habitatansprüche der Zielarten zu untersuchen. Im Gegensatz zu einer unreflektierten Quantifizierung der Landschaftsdiversität anhand aller vorliegender Biotoptypen, bildet dabei eine Klasseneinteilung die Grundlage welche entsprechend den Ansprüchen der Arten gebildet wird.

2.4.3 Qualitative Aspekte der Landschaftskomposition

Neben der kompositorischen Vielfalt, also der Vielfalt an Lebensraumtypen, kommt der Qualität der Typen eine wichtige Bedeutung zu. So wirkt sich allgemein ein hoher Anteil an naturnahen Habitaten positiv auf die Biodiversität aus (Walz 2011, Zebisch 2004). Entsprechend identifizierten auch Billeter et al. (2008) den Anteil naturnaher Lebensräume in agrarisch genutzter Kulturlandschaft als wichtigsten Faktor in Bezug auf die Artenvielfalt. Lebensräume wie Ökotope und Biotoprandbereiche als Übergangszonen weisen außerdem häufig hohe Artenzahlen auf (Lang & Blaschke 2007, Walz 2011).

3. Datengrundlage

Als explizit räumliche Information über die Ausstattung und Struktur der Landschaft, bildet die "Biotopkartierung Tirol" die Datengrundlage für die gegenständliche Untersuchung. Die Kartierung erfasst und typisiert die Lebensräume des Dauersiedlungsraumes auf vegetationskundlicher Basis und bildet eine wichtige fachliche Grundlage für die Naturschutzarbeit, für raum- und umweltrelevante Planungen sowie in Behördenverfahren. Die erstmalige Kartierung fand überwiegend im Zeitraum 1991 - 2000 statt. Flächendeckend wurde dabei ein Großteil des Dauersiedlungsraumes bis in eine Höhe von 1200 m (fallweise bis 1400 m im Tiroler Oberland) erhoben, mit Ausnahme der geschlossenen Siedlungsbereiche. Seit 2003 erfolgt eine Revision der Kartierung um die Daten zu aktualisieren und ökologisch und örtlich-strukturell bedingte Veränderungen zu erfassen sowie Lage- und Abgrenzungsfehler zu korrigieren. Mit ca. 2700 km² umfasst die kartierte Fläche rund 21 % der Landesfläche. Die Kartiergebiete sind gemeindeweise abgegrenzt.

Grundlage für die Biotoperhebung bildet ein Biotoptypenkatalog, der aktuell 126 Lebensraumtypen umfasst (Tab. A I, Anhang). Diese werden vorwiegend durch Vegetationseinheiten charakterisiert, darüber hinaus sind standörtlich definierte und nutzungsbezogene Lebensraumdefinitionen enthalten wie z.B. Brachfläche und Landwirtschaftliche Extensivfläche. Folgende Hauptgruppen werden unterschieden: Alpine/Subalpine Biotope, Feuchtbiopte, Gewässer, Anthropogene Biotope, Waldbiotope, Biotopkomplexe und Sonderflächen. Nicht als Lebensraumtypen ausgewiesen werden Landwirtschaftliche Intensivflächen, Hausgärten sowie Straßen- und Siedlungsflächen. Naturschutzfachlich besonders wertvolle Biotope werden mit umfassender textlicher Beschreibung, Artenlisten und Fotos dokumentiert und gemeindeweise inventarisiert. Kriterien dafür bilden insbesondere das Vorkommen geschützter oder gefährdeter Pflanzengesellschaften sowie Pflanzen- und Tierarten, außerdem die Vielfalt, Seltenheit und Naturnähe von Biotopen.

Als Grundlage für die kartografische Erfassung dienten bei der Ersterhebung Orthofotos im Maßstab 1:10.000. Die Aktualisierung wird anhand von Orthofotos im Maßstab 1:4000 durchgeführt. Der GIS-Datensatz der Biotopkartierung besteht aus einem Linien- und einem Polygonthema (vgl. Hofbauer et al. 1996, Lederbogen & Bortenschlager 1996).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Daten der Kartiergebiete der Gemeinden Fieberbrunn (Erstkartierung 1996, Aktualisierung 2013) und Kauns (Erstkartierung 1995, Aktualisierung 2009) ausgewertet. Die Untersuchung konzentriert

sich dabei auf Biotoptypen mit hoher naturschutzfachlicher Wertigkeit, insbesondere Feuchtflecken im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn und Magerrasen im Untersuchungsgebiet Kauns. Das sind Lebensraumtypen, so die Annahme, welche in den intensiver anthropogen genutzten Talräumen eher von Veränderungen betroffen sind, als z.B. Waldlebensräume, deren hauptsächliches Vorkommen an weniger intensiv genutzten und zugänglichen Standorten liegt. Die Auswahl berücksichtigt die regionalen Gegebenheiten der Gemeinden und stützt sich ferner auf den Schutzstatus nach dem Tiroler Naturschutzgesetz (Landesgesetzblatt Nr. 26/2005) und der Naturschutzverordnung (Landesgesetzblatt Nr. 39/2006).

3.1 Kartiergebiet Fieberbrunn

Das Gemeindegebiet von Fieberbrunn liegt im Tiroler Unterland im Bezirk Kitzbühel. Das Kartiergebiet innerhalb der Gemeinde umfasst eine Fläche von rund 4133 ha. Die Grenze wird im nördlichen Bereich überwiegend von der Gemeindegrenze gebildet, die südliche Grenze orientiert sich an der 1200 m Höhenlinie (vgl. Abb. 1).

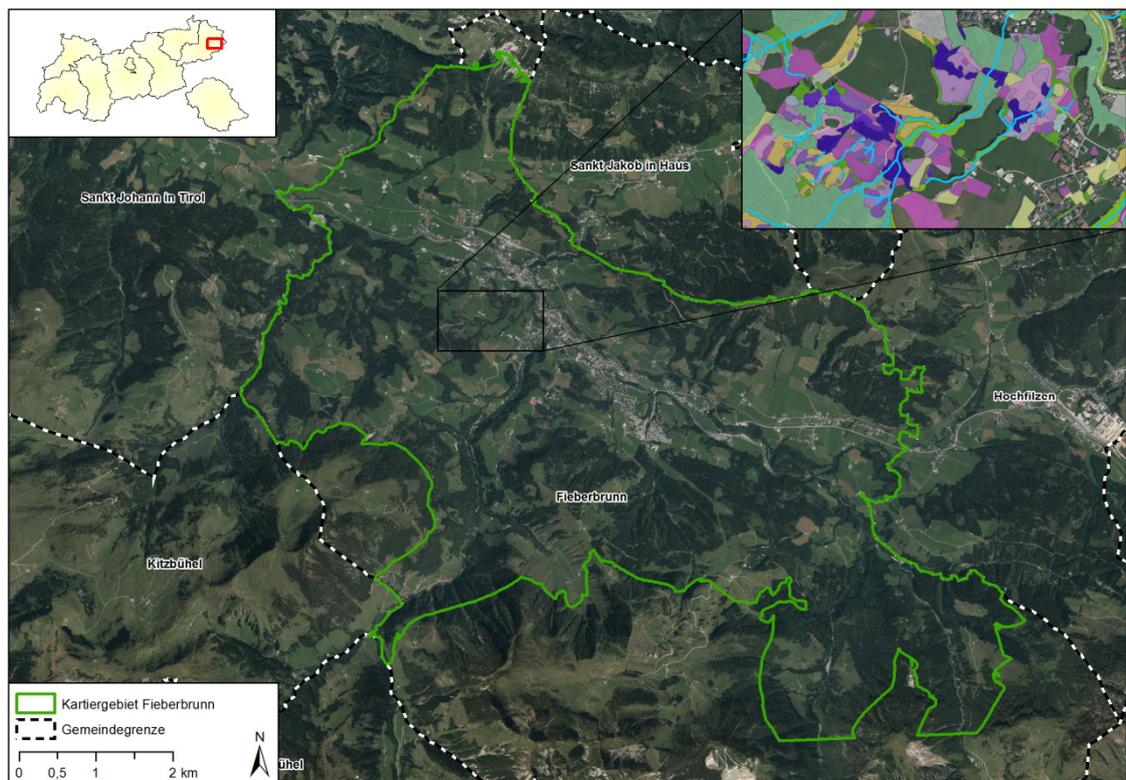


Abb. 1: Kartiergebiet der Gemeinde Fieberbrunn. Detail: Ausschnitt der Kartierung 2013. Datenquelle: Land Tirol.

Das Kartiergebiet deckt mit dem Fieberbrunner Achental die besiedelten Bereiche großflächig ab und schließt auch die südlichen bzw. südwestlichen Hangpartien und Niederalmen mit ein. In geologischer Hinsicht liegt die Gemeinde im Grenzbereich zwischen Kalkalpen und Grauwackenzone. Eingelagert zwischen diesen Zonen liegt eine Buntsandsteinserie. Diese bedingt zahlreiche Vernässungen. So charakterisieren vergleichsweise viele und großflächige Feuchtgebiete das Kartiergebiet. Insbesondere ist das Vorkommen großflächiger Moorkomplexe anzuführen. Als dominierende Waldgesellschaft tritt der Fichten-Tannenwald auf. Lokal stocken, teilweise auch größerflächig, Buchen-Fichten-Tannenwälder. Die Talbereiche werden von intensiv bewirtschafteten, d.h. zwei- bis dreimal gemähten und beweideten, Grünlandgesellschaften eingenommen. In größerer Zahl und teils großflächig vorhanden sind Hecken und Feldgehölze als Strukturelemente. Auch Obstgehölze in Form von Obstängern sowie Obstbaumreihen und Einzelbäumen sind im Gebiet häufig (vgl. Grabner 2013).

3.2 Kartiergebiet Kauns

Die Gemeinde Kauns liegt am Beginn des Kaunertals, einem Seitental des oberen Inntals, im Bezirk Landeck. Das Kartiergebiet innerhalb der Gemeinde ist 381 ha groß. Es umfasst einen Großteil der in südliche Richtung exponierten Hänge des orographisch rechts gelegenen Gemeindegebietes. Orographisch links schließt es die nordost exponierten bewaldeten Bereiche bis etwa 1400 m Seehöhe mit ein. Charakteristisch für das Gebiet ist ein inneralpin kontinentaler Klimacharakter mit geringen Niederschlägen. Das Landschaftsbild wird geprägt durch eine kleinräumige Verzahnung von Grünlandgesellschaften, Hecken, Feld- und Obstgehölzen sowie Trocken- und Halbtrockenrasen. Ein strukturiertes Landschaftsgefüge kennzeichnet damit das Kulturlandschaftsmosaik in der Gemeinde. Eine Besonderheit stellen die Trockenrasen und ihre Vegetationskomplexe mit thermophilen Gebüschern dar, zu deren Schutz im Jahr 2006 das Naturschutzgebiet "Kauns-Kaunerberg-Faggen" ausgewiesen wurde. Durch Nutzungsauffassung bedingt schreitet die Verbuschung der Trockenhänge voran. Teilweise erfolgten jedoch in jüngerer Vergangenheit Entbuschungen und eine Wiederaufnahme der Weidenutzung. Ferner gliedern steile Bachgräben und Schluchten das Gebiet. Landschaftsprägend sind außerdem die Laubholz-Hangwälder an den steilen Abhängen zur Fagge (vgl. Blassnig 2009).

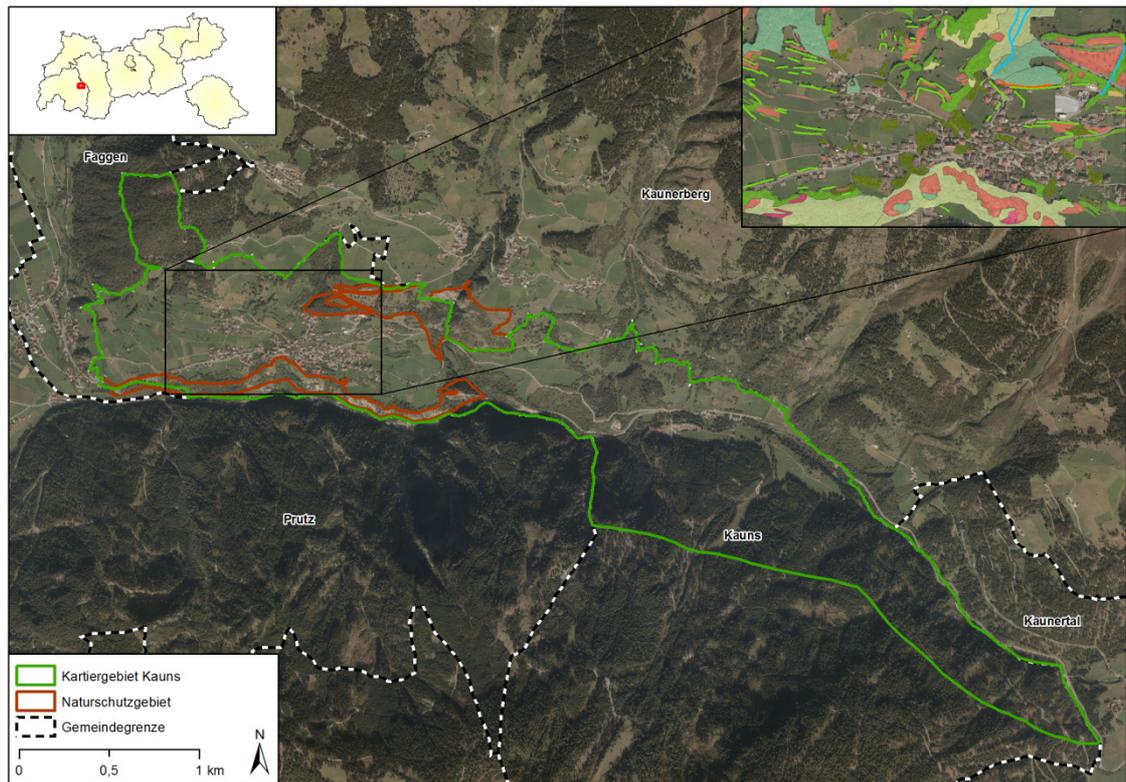


Abb. 2: Kartiergebiet der Gemeinde Kauns. Detail: Ausschnitt der Kartierung 2009. Datenquelle: Land Tirol.

4. Analysemethodik

Basierend auf der Forschungsfrage und den erläuterten Zusammenhängen zwischen raumstrukturellen Merkmalen und funktionalen ökologischen Aspekten werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Biotopstrukturen analysiert und deren Entwicklung durch den Vergleich von Erstkartierung und Aktualisierung beschrieben. Die Auswertung der Lebensraumveränderungen lässt Rückschlüsse auf potentielle ökologische Auswirkungen zu und bildet damit eine mögliche Grundlage für die Evaluierung des ökologisch relevanten Zustandes bzw. von Gefährdungen und Beeinträchtigungen.

Ausgehend von einer räumlichen Verschneidung der beiden Kartierstände werden die Veränderungen von Lebensräumen bzw. die flächenmäßige Entwicklung von Lebensraumtypen ausgewertet und dargestellt. Außerdem erfolgt eine Analyse und Quantifizierung der landschaftsstrukturellen Veränderungen mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen. Die Auswahl der Landschaftsstrukturmaße erfolgt nach inhaltlichen Kriterien und wird vom Bestreben geleitet, mittels einfach anwendbarer und aussagekräftiger Indices, die Fragmentierung und ihre Auswirkungen in Form von Habitatverlust und -verkleinerung sowie Isolation zu erfassen sowie auch die Folgen der landschaftsstrukturellen Veränderungen für die Biodiversität abzuschätzen.

Für die Untersuchung der Fragmentierung ist die Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen auf Klassenebene geeignet (McGarigal & Marks 1995, Steinhardt et al. 2012). Herangezogen wurde die Anzahl der Patches, NP (*number of patches*) bzw. die Patchdichte, PD (*patch density*) als einfaches Strukturmaß, das einen Hinweis auf das Ausmaß der Fragmentierung geben kann. So gilt, bei konstanter Klassenfläche, eine Landschaft mit höherer Patchdichte als stärker fragmentiert (McGarigal & Marks 1995). Mit abnehmender Patchdichte nimmt hingegen die Isolation prinzipiell zu (Farina 2006). Da im gegenständlichen Fall, beim Vergleich von Erstkartierung und Aktualisierung, die Gesamtfläche der Landschaft konstant ist, haben die Maße NP und PD dieselbe Aussage, und die Ergebnisdarstellung beschränkt sich auf NP. Die Untersuchung flächenmäßiger Veränderungen erfolgt mit den Landschaftsmaßen Klassenfläche, CA (*class area*), mittlere Patchgröße, MPS (*mean patch size*) sowie der Standardabweichung der Patchgröße, PSSD (*patch size standard deviation*) zur Charakterisierung der Streuung der Patchgrößen um den Mittelwert. Die fortschreitende Verkleinerung von Habitatfragmenten ist eine Schlüsselkomponente im Fragmentierungsprozess. Geringere durchschnittliche Patchgrößen können stärkere Fragmentierung anzeigen. Ein flächenmäßiger

Habitatverlust durch die Fragmentierung kann außerdem durch die Gesamtfläche einer entsprechenden Klasse quantifiziert werden (McGarigal & Marks 1995). Ebenso bedeutend wie die Größe von Lebensräumen kann deren Vernetzung sein (Walz 2011). So kommt der Erreichbarkeit von Habitaten eine bestimmende Rolle für das Überleben von Metapopulationen zu. Eine wesentliche Grundlage für die Bewertung der Vernetzung bildet die Distanz zwischen den Landschaftseinheiten (Lang & Blaschke 2007). In der vorliegenden Arbeit wurde eine Nachbarschaftsanalyse anhand der Charakterisierung der Eingebundenheit, PX (*proximity index*) durchgeführt. Dabei handelt es sich um ein flächengewichtetes Distanzmaß, das neben der Isolation, also der Entfernung zu benachbarten Patches desselben Typs, auch Patchgrößen berücksichtigt. Die Berechnung bezieht dabei die innerhalb einer zu definierenden Suchdistanz liegenden Patches mit ein. Es existieren unterschiedliche Berechnungsvarianten, welche sich hinsichtlich Nachbarschaftsdefinition und Flächenbezug unterscheiden. Die hier angewendete Variante des Proximity-Index PX_{ig} berücksichtigt nicht nur den nächstgelegenen Patch sondern sämtliche benachbarte Flächen derselben Klasse innerhalb der Suchdistanz und summiert die Verhältnisse aus deren Flächengröße und Entfernung zum Fokalpatch. Hohe Werte des PX_{ig} resultieren bei einer größeren Zahl, nahe liegender und/oder großer Nachbarpatches. Mit abnehmender Anzahl und Flächengröße sowie zunehmender Entfernung nimmt der Wert des Index ab. Der Proximity-Index analysiert die räumliche Anordnung der Landschaftselemente. Er differenziert insbesondere eine zerstreute Verteilung kleiner Patches von einer räumlichen Clusterung großer Patches. Die Maßzahl ermöglicht damit Rückschlüsse auf die Vernetzung bzw. Isolation und Fragmentierung - jedoch unabhängig von der Qualität dazwischenliegender Landschaftseinheiten. So bleiben mögliche Barrierewirkungen unberücksichtigt (vgl. Lang & Blaschke 2007, McGarigal & Marks 1995). Auf Klassenebene wird der entsprechende Mittelwert MPI (*mean proximity index*) ermittelt. Die Festlegung der Suchdistanz erlaubt die Berücksichtigung von Aktionsräumen und damit eine organismusspezifische Betrachtung (vgl. Lang & Blaschke 2007). Aufgrund der großen Bedeutung der Feuchtbiootope für Amphibien, werden diese für die Untersuchung der Vernetzung der Feuchtfächen im Gemeindegebiet Fieberbrunn als Leitartengruppe herangezogen. Nach Landmann (2011) weisen unter anderem Erdkröte und Bergmolch Vorkommen im Gebiet auf. Für diese Arten werden Wanderradien von 2200 m und 400 m angegeben (Blab 1986) und in vorliegender Untersuchung als Suchdistanz definiert. Als Leitartengruppe für die Untersuchung der Vernetzung der Trockenrasen und Halbtrockenrasen in der Gemeinde Kauns werden Tagfalter herangezogen, für welche ein Radius von 5 km angesetzt wird.

Zur Quantifizierung der landschaftlichen Vielfalt als Indikator für die Biodiversität, werden Diversitätsindizes auf Landschaftsebene berechnet. Die Shannon-Diversität SHDI quantifiziert die Raumdiversität über die Anzahl und relative Verteilung von Klassen. Der Diversitätswert wird beeinflusst von der Fülle, R (richness), welche die Anzahl der vorkommenden Klassen wiedergibt und der Gleichverteilung EVEN (evenness). Diese beschreibt die Verteilung der Klassen basierend auf den jeweiligen Flächenanteilen und entspricht der über den maximalen Diversitätswert standardisierten Diversität. Eine höhere Klassenzahl, sowie eine zunehmende Ähnlichkeit der Flächenanteile also eine gleichmäßigere Klassenverteilung führen zu einem höheren Diversitätswert (Lang & Blaschke 2007). Zur vollständigen Erfassung der landschaftlichen Ausstattung erfolgte für diese Analyse eine Erweiterung des Lebensraumtypenkatalogs um eine Klasse, welche stark anthropogen beeinflusste bis naturferne Landschaftsbestandteile zusammenfasst (Hausgärten, landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen, Gebäude- und Verkehrsflächen).

Die Bearbeitung der GIS-Daten erfolgte mit ArcGIS 10, für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße wurde die Erweiterung V-LATE (Lang & Tiede 2003) verwendet. Diese Anwendung implementiert ökologisch bedeutsame Maßzahlen und ist vektororientiert, wodurch Konvertierungsschritte entfallen.

Nachfolgend dokumentiert sind die zur Datenvorbereitung durchgeführten Arbeitsschritte:

- Mittels *Dissolve*-Befehl in ArcGIS wurde im Sinne der Kartiervorgabe sichergestellt, dass benachbarte Habitate gleicher Ausprägung miteinander vereint werden.
- Es erfolgte ein Abgleich der Lebensraumtypen zwischen den Datensätzen der Erstkartierung und Aktualisierung, weil im Zuge der Aktualisierung vereinzelt Lebensraumtypen in Untertypen untergliedert werden, welche bei der Erstkartierung nicht definiert waren. In diesen Fällen wurde nachträglich der übergeordnete Biotoptyp zugewiesen.
- Für ausgewählte Lebensraumtypen sieht die Kartieranleitung die Möglichkeit einer linienförmigen Aufnahme vor, sofern die Biotope eine Breite von zehn Meter nicht überschreiten. Zur Berücksichtigung der linearen Elemente, wie z.B. Hecken oder bachbegleitende Gehölze, wurden diese im Zuge der Vorarbeiten entsprechend ihrer durchschnittlichen Breite gepuffert (vgl. Tab. 1) und mittels *UNION*-Befehl in den bestehenden Polygondatensatz integriert. Nicht

berücksichtigt wurden dabei linienförmig kartierte Gewässer. Insbesondere im Kartiergebiet Fieberbrunn handelt es sich dabei in der Mehrzahl um kleine Wiesenbäche und Entwässerungsgräben, welche oft sehr geringe Breiten aufweisen und unstrukturiert sind. Die kleinen Gerinne sind natürlich als Laichgewässer für Amphibien wichtig, sie sind aber insbesondere dann naturschutzfachlich von größerer Bedeutung, wenn begleitende feuchtgeprägte Lebensräume, wie Röhrichbestände und Hochstaudenfluren oder Uferbegleitgehölze vorhanden sind. Diese Elemente sind in der Kartierung jedenfalls enthalten. Abweichend wurden im Zuge der Vorarbeiten im Datensatz der Ersterhebung in Fieberbrunn die Fieberbrunner Ache und ihre größeren Zubringerbäche ihrer durchschnittlichen Breite entsprechend gepuffert und in den Polygondatensatz integriert, da diese Gewässer in der aktualisierten Biotopkartierung ebenfalls flächig ausgewiesen sind.

- Die Vorarbeiten abschließend erfolgte eine Eliminierung bzw. Auflösung vereinzelter Splitterflächen.

Tab. 1: Pufferbreiten für linienförmig kartierte Lebensräume.

Lebensraumtyp	Puffer [m]
AFV	5
FGS, FHS, FNW	2,5
MFG, MSW	4
MLF	0,75
MMR	2,5
MWR	5
WWB	3

5. Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der durchgeführten Strukturanalyse beschrieben. Auswertung und Vergleich von Erstkartierung und Aktualisierung beziehen eine Flächenanalyse mit den Landschaftsmaßen *Number of Patches* (NP), *Class Area* (CA), *Mean Patch Size* (MPS) und *Patch Size Standard Deviation* (PSSD) sowie eine Nachbarschaftsanalyse mittels *Proximity Index* (PX_{fg}) und die Untersuchung der Raumdiversität mit den Maßzahlen *Richness* (R) und *Shannon Diversity* (SHDI) und *Evenness* (EVEN) mit ein. Zusätzlich wurden die Datensätze der Erstkartierung und Aktualisierung räumlich miteinander verschnitten, um wesentliche Flächenveränderungen zu evaluieren. Die Betrachtung erfolgt mit Schwerpunkt auf den für das jeweilige Kartiergebiet bedeutenden Lebensraumtypen sowie hervortretenden Veränderungen.

5.1 Kartiergebiet Fieberbrunn

5.1.1 Flächenanalyse

Allgemein fällt bei Betrachtung der Biotopzusammensetzung beider Kartierungen (1996 und 2013) in Fieberbrunn das verhältnismäßig bedeutende Vorkommen von Feuchtgebieten auf, sowohl hinsichtlich der Anzahl an Patches als auch hinsichtlich der Klassenflächen (vgl. Tab. 4). Dies unterstreicht die generelle Bedeutung der feuchtgeprägten Lebensräume in diesem Untersuchungsraum.

Sowohl bei den Feuchtgebieten als auch bei den anderen Biotoptypen sind mehr oder weniger starke Veränderungen auszumachen, so zeigt die Verschneidung der beiden Datensätze die Verschiebungen zwischen den Lebensraumtypen. Das detaillierte Ergebnis der Verschneidung, mit allen im Kartiergebiet vorhandenen Klassen, ist im Anhang dargestellt (Tab. A II). Für eine übersichtlichere Darstellung sowie zur Erfassung wesentlicher Veränderungen wurde zusätzlich eine Verschneidung mit geringerer Klassenzahl durchgeführt (vgl. Tab. 2). Die Aggregation der Lebensraumtypen folgt dabei der Gliederung des Kartierschlüssels, vereinzelt erfolgte eine weitergehende thematische Zusammenfassung. Bei grober Klasseneinteilung (Tab. 2) unterlagen etwa 31 % der Kartierfläche einer Veränderung (Abb. 3). Bei detaillierter Klasseneinteilung (Tab. A II) erhöht sich dieser Wert auf 34 %.

Tab. 2: Verschneidung der Kartierungen von 1996 und 2013. Matrix der Flächenveränderungen [ha] basierend auf aggregierter Klasseneinteilung (A = subalpine, alpine Biotope; F = Feuchtflehen; GEW = Gewässer geprägte Biotope; SAJK = Aufforstung, Jungwuchs, Kahlflehen; NULL = kein Biotop; die weiteren Typen sind im Biotoptypenkatalog enthalten, siehe Tab. A I).

	1996																			Summe
	A	F	GEW	MBF	MFG	MKB	MLE	MLF	MPB	MSF	MSW	MWR	SAJK	SG	WB	WL	WN	WW	NULL	
A	36,45	0,35	0,28	0,00	0,35	13,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	0,00	5,48	0,02	8,90	0,00	0,45	66,35
F	0,73	180,15	0,48	3,54	3,73	30,54	3,52	0,00	0,02	1,66	0,05	0,00	12,11	0,00	3,25	1,26	34,77	1,37	48,36	325,53
GEW	0,05	1,00	13,19	0,00	0,31	0,66	0,04	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,34	0,06	2,25	0,16	4,29	5,17	0,73	28,89
MBF	0,00	0,46	0,00	0,02	0,03	0,23	0,25	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00	0,46	2,35
MFG	0,69	8,05	0,09	0,41	12,51	4,60	1,93	0,00	0,01	1,06	0,05	0,00	2,61	0,00	0,69	0,44	6,39	0,20	11,13	50,84
MKB	21,88	23,13	0,47	0,75	3,30	302,33	2,20	0,16	0,68	0,82	0,04	0,00	3,35	0,01	12,25	0,75	31,65	1,05	13,35	418,17
MLE	0,16	7,05	0,02	0,16	0,96	4,34	16,05	0,05	0,00	0,24	0,08	0,00	0,73	0,03	0,76	0,00	3,83	0,29	26,84	61,60
MLF	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,15
MSF	0,02	2,26	0,49	0,00	0,34	6,55	0,11	0,00	0,00	5,34	0,00	0,00	0,82	0,03	0,20	0,35	4,89	0,74	2,88	25,00
MSW	0,00	0,02	0,00	0,00	0,05	0,36	0,12	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,04	0,09	2,17	3,95
MWR	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,09	0,15	0,00	0,05	0,00	0,57	0,00	0,40	1,44
SG	0,00	0,02	0,10	0,00	0,01	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	1,03	1,25	0,00	0,80	0,04	0,00	3,50
WB	3,89	1,12	1,50	0,00	0,60	6,40	0,50	0,01	0,00	0,25	0,00	0,14	20,23	0,20	344,68	3,11	93,44	1,68	2,75	480,50
WL	0,00	4,90	0,08	0,16	0,29	2,28	0,21	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	2,55	0,10	5,30	8,52	17,91	0,42	1,41	44,65
WN	2,62	35,34	1,79	0,73	0,89	21,45	2,99	0,00	0,00	1,02	0,02	0,22	291,58	0,22	46,85	3,02	1037,24	2,44	15,03	1463,45
WW	0,40	3,77	6,09	0,00	1,57	2,46	0,87	0,00	0,03	0,69	0,06	0,00	2,56	0,18	5,81	0,71	21,05	31,75	8,16	86,15
NULL	0,39	74,22	1,22	0,21	10,81	24,94	8,63	0,13	0,02	14,86	3,51	0,39	5,90	0,09	5,37	1,87	32,91	8,69	0,00	194,16
Summe	67,30	341,94	25,81	5,99	35,75	420,86	37,41	0,39	0,76	27,40	4,91	0,84	343,87	1,95	434,21	20,21	1299,02	53,93	134,13	

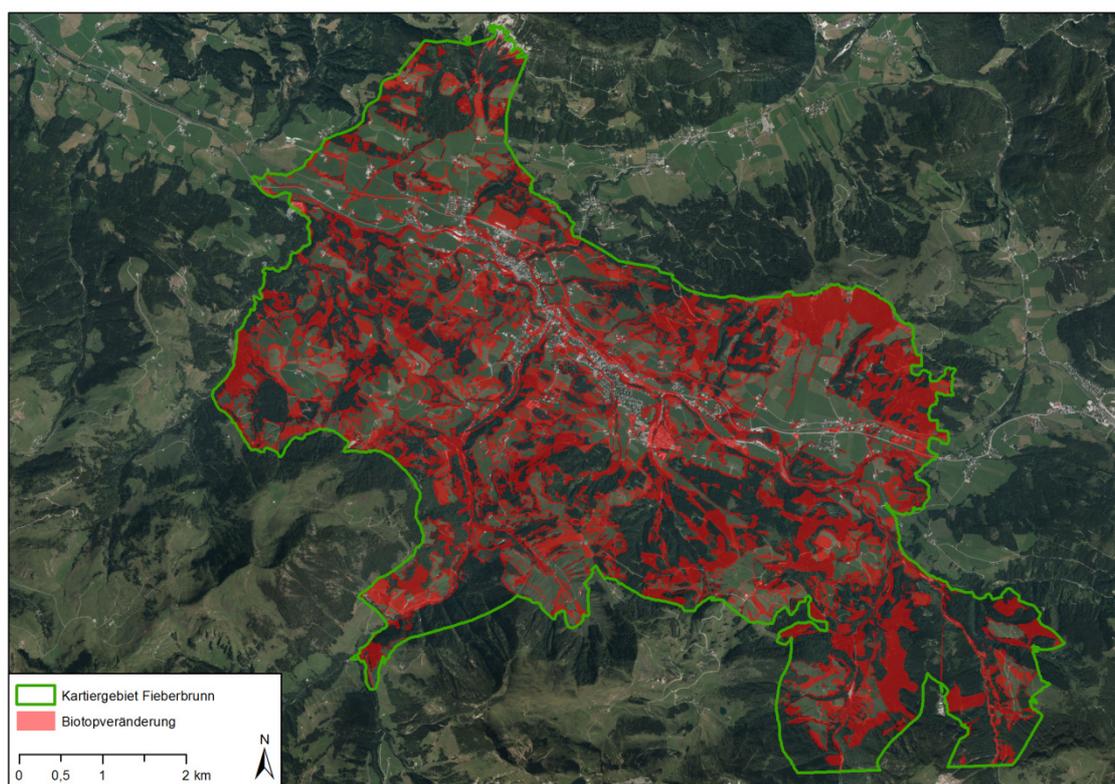


Abb. 3: Kartiergebiet Fieberbrunn. Hervorgehoben sind Flächen mit einer Veränderung der Biotopzuordnung basierend auf den Biotopklassen aus Tab. 2. Datenquelle: Land Tirol.

Die Ergebnisse der Flächenanalyse mit Landschaftsstrukturmaßen für die Gesamtlandschaft sind zur Übersicht in Abb. 4 dargestellt. Die Anzahl der kartierten Patches ist 2013 deutlich höher, gleichzeitig nimmt jedoch die Gesamtfläche der kartierten Biotopflächen leicht ab. Damit einher geht eine Abnahme der mittleren Flächengröße. Die Variation der Flächengrößen nimmt dabei zu.

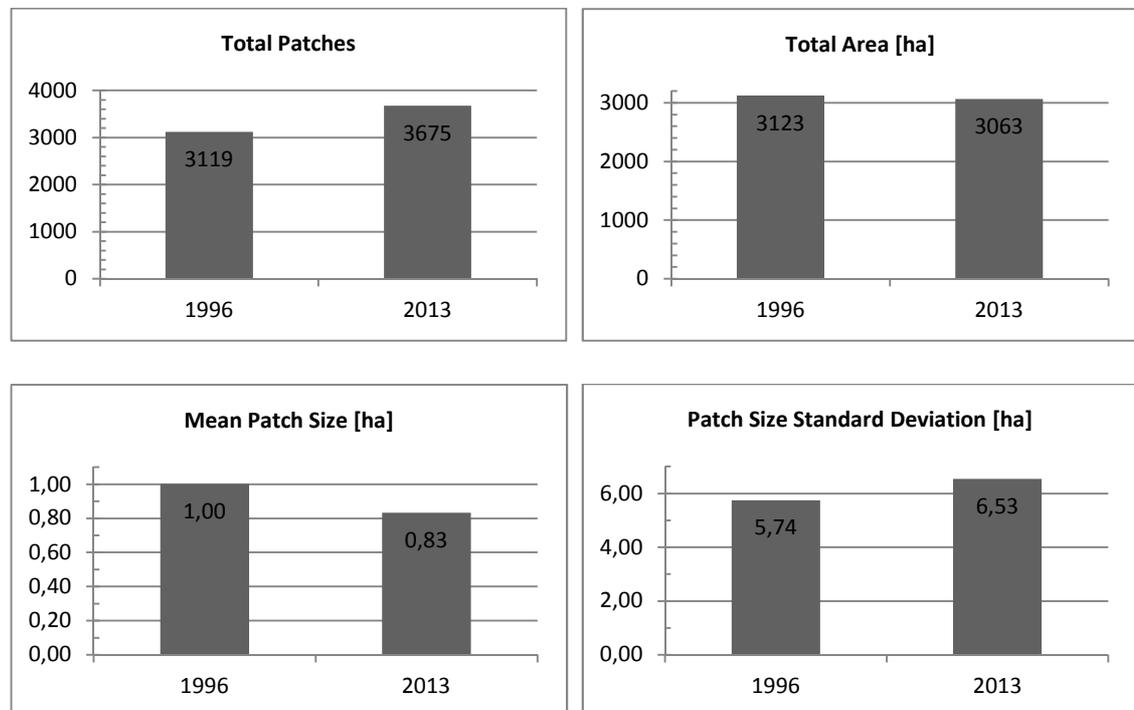


Abb. 4: Entwicklung von Flächenmaßen auf Landschaftsebene im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn.

Der Vergleich der Kartierungen auf Klassenebene zeigt ein differenzierteres Bild der Landschaftsveränderungen (vgl. Tab. 4, Abb. 5-7). Herausgegriffen werden soll zunächst insbesondere die Gruppe der im Untersuchungsgebiet auftretenden Feuchtbiotopflächen (Klassen FGR, FGS, FHM, FHMSA, FHS, FKS, FMB, FMBA, FMBP, FMBS, FNW, FPW). Insgesamt ergibt sich für diese Biotopgruppe eine Zunahme der Patches von 896 auf 1394 Flächen. Gleichzeitig nimmt die kartierte Biotopfläche von 342 ha auf 326 ha ab und die mittlere Patchgröße sinkt von 3816 m² auf 2335 m² (vgl. Tab. 3). Aus Tab. 2 ist ersichtlich, dass rund 74 ha der im Zuge der Erstkartierung aufgenommenen Feuchtflächen bei der Aktualisierung nicht als Biotop ausgewiesen wurden, umgekehrt wurden im Jahr 2013 Feuchtflächen im Ausmaß von 48 ha kartiert die 1996 nicht als Biotopfläche vorhanden waren. Entsprechende wechselseitige Verschiebungen in größerem Ausmaß sind auch zu Weideflächen und nadelholzdominierten Wäldern zu erkennen.

Tab. 3: Ergebnisse der Flächenanalyse für die Gruppe der Feuchtbiopte im Kartiergebiet Fieberbrunn.

Class	NP		CA [ha]		Zu-/Abnahme [%]	MPS [m ²]		PSSD [m ²]	
	1996	2013	1996	2013		1996	2013	1996	2013
F	896	1394	341,94	325,53	-5	3816	2335	5576	4521

Der für die Gruppe der Feuchtfleichen erkennbare Trend in Form ansteigender Patchzahlen bei gleichzeitiger Abnahme der Gesamtfläche und einhergehender Reduktion der mittleren Flächengrößen manifestiert sich mehr oder weniger deutlich bei den Großröhrichten (FGR), Kleinseggenrieden (FKS) und artenreichen Nasswiesen (FNW) (vgl. Tab. 4). Mit 46 % ist die relative Flächenreduktion bei den Großröhrichten (FGR) stärker ausgeprägt. Auffallend ist dabei, dass mit 1,13 ha eine bedeutende Fläche der 1996 so eingestuften Feuchtfleichen in der Revision nicht mehr als Biotopfläche ausgewiesen wurde (vgl. Tab. A II). Die Fläche der Kleinseggenriede (FKS) hat um 35 % abgenommen. Insbesondere Verschiebungen zu Weideflächen (MKB), Nasswiesen (FNW) aber auch Fichten-Tannenwäldern (WNPA) sind deutlich (vgl. Tab. A II). Ähnlich zeichnet sich bei den Hochstaudenfluren (FHS) eine bedeutende Erhöhung der Flächenanzahl und Verringerung der durchschnittlichen Flächengröße ab. Die Gesamtfläche der Klasse nimmt dabei jedoch leicht, um ca. 5 %, zu. Analog entwickeln sich die Großseggenriede (FGS). Die Anzahl der Patches steigt hier um das Dreifache, die mittlere Flächengröße nimmt um mehr als die Hälfte ab. Die Gesamtfläche nimmt gegenüber der Erstkartierung um 40 % zu. Ein deutlicher Zuwachs ist bei den Pfeifengraswiesen (FPW) zu verzeichnen. So nimmt die Anzahl der Patches um das Dreieinhalbfache zu und die Fläche vergrößert sich um 90 %. Dagegen nimmt die mittlere Flächengröße um fast die Hälfte ab (vgl. Tab. 4). Dabei wurden neben bestehenden Pfeifengraswiesen in größerem Ausmaß, insbesondere Kleinseggenriede (FKS), Nasswiesen (FNW), Weideflächen (MKB) sowie Hochmoore (FHM) der Erstkartierung hier zugeordnet (vgl. Tab. A II). Insgesamt rückläufig ist die Entwicklung der Hochmoorflächen (FHM). Sowohl die Anzahl als auch die Gesamtfläche der Patches gehen zurück. Letztere verringert sich um 44 %. Die durchschnittliche Flächengröße sinkt ebenfalls (vgl. Tab. 4). Die Verluste begründen sich unter anderem in der Entwicklung hin zu Pfeifengraswiesen (FPW), daneben wurden größere ehemalige Hochmoorflächen als Fichten-Tannenwald (WNPA) kartiert. Zwar nicht im gleichem Ausmaß, jedoch deutlich ist auch eine umgekehrte Verschiebung von WNPA zu FHM feststellbar (vgl. Tab. A II). Moor- und Bruchwälder (FMB) der Erstkartierung wurden großteils entsprechend der Kartieranleitung aufgelöst und v.a. den Klassen FMBA und FMBP zugeordnet (vgl. Tab. A II). Darin begründet sich der drastische Rückgang hinsichtlich Anzahl und Flächengröße (vgl. Tab. 4). Die

Schwarzerlenbruchwälder (FMBA) nehmen flächenmäßig deutlich zu. Die Flächensteigerung um über 600 % ist nur z.T. durch ehemalige FMB-Flächen zu erklären, sie rekrutieren sich darüber hinaus anteilmäßig v.a. aus den Klassen WNPA, SA, FKS, FMBA und FPW (vgl. Tab. A II). Die Latschen- und Spirkenhochmoore (FMBP) setzen sich in etwa zu je einem Drittel aus ehemaligen Fichten-Tannenwald (WNPA) sowie Hochmoorflächen (FHM) zusammen, den Rest machen v.a. ehemalige FMB Flächen aus. Dieser Klasse wurde bei der Erstkartierung nur eine Fläche zugeordnet. 2013 ist eine Zunahme sämtlicher Flächenmaße zu verzeichnen. Ebenso wurde bei der Ersterhebung nur eine Fläche aus der Klasse der Weiden-Faulbaumgebüsche (FMBS) kartiert. Im Zuge der Revision wurden 27 Flächen ausgewiesen, die relative Flächenzunahme beträgt 330 %. Die 2013 erhobenen Flächen sind jedoch im Mittel deutlich kleiner, so nimmt MPS wesentlich ab. Anteilsmäßig sind insbesondere ursprünglich als WNPA, FKS, FHM, FHS und SA eingestufte Flächen vertreten (vgl. Tab. A II). Fasst man die Gruppe der Moor- und Bruchwälder zusammen, nimmt die Anzahl der Patches von 23 auf 83 zu und die Gesamtfläche steigt von rund 5 auf 23 ha. MPS nimmt dagegen von 0,25 ha auf 0,19 ha ab. Gegenüber der Erstkartierung 1996 haben Aufforstungen im Hochmoor (FHMSA) abgenommen. NP verringert sich zwar nur von 14 auf 12, die relative Flächenabnahme beträgt jedoch 37 %. Niedriger fallen auch die mittlere Flächengröße und die Variation der Flächengrößen aus. Tab. A II zeigt hier Verschiebungen hin zu Fichten-Tannenwald (WNPA) und Fichtenwald (WNPW) auf.

Im Zeitraum 1996-2013 hat sich die Klasse der Feldgehölze (MFG) insgesamt positiv entwickelt. So erhöht sich die Zahl der kartierten Flächen von 626 auf 790 und die Fläche nimmt von rund 36 ha auf 51 ha zu. Das entspricht einer relativen Zunahme von ca. 42 %. Die mittlere Flächengröße steigt dabei ebenso an. Eine Zunahme verzeichnet auch die Klasse der Landwirtschaftlichen Extensivflächen (MLE). Die Patchzahl steigt fast um das Zweieinhalbfache an und die Fläche wächst um 65 %. Jedoch wird der Biotoptyp durch eine Abnahme der *Mean Patch Size* gekennzeichnet. Stärker hervor treten auch die Veränderungen beim Biotoptyp Fichtenwald (WNPW). Gegenüber der Erstkartierung verdoppelt sich beinahe die Anzahl der kartierten Biotopflächen und die Gesamtfläche zeigt annähernd eine Zunahme um das Dreifache. Eine Steigerung ist ebenso für MPS zu feststellen und PSSD nimmt deutlich zu (vgl. Tab. 4). Begründend für den Flächenzuwachs ist v.a. die Zuordnung von Flächen, welche in der Ersterhebung als Aufforstung (SA) ausgewiesen wurden (vgl. Tab. A II). Der Typ Aufforstung (SA) wird im Zuge der Revision nur noch für standortfremde Aufforstungen bzw. Plantagen vergeben. Die Definition des Lebensraumtyps ist deutlich enger gefasst, folglich sind Verschiebungen zu anderen Biotoptypen zu

verzeichnen. 2013 wurden im Kartiergebiet Fieberbrunn keine SA-Flächen erfasst. Der überwiegende Anteil der Aufforstungen der Erstkartierung wurde den WNPA-Flächen zugeordnet. Dort fällt allerdings der dadurch herbeigeführte relative Flächenzuwachs nicht so drastisch aus aufgrund der großen Ausgangsfläche (vgl. Tab. A II).

Tab. 4: Ergebnisse der Flächenanalyse auf Klassenebene im Kartiergebiet Fieberbrunn.

Class	NP		CA [ha]		Zu-/Abnahme [%]	MPS [m ²]		PSSD [m ²]	
	1996	2013	1996	2013		1996	2013	1996	2013
ABS	4	16	1,60	3,45	116	3997	2156	1978	3006
AFV	5	15	2,13	3,50	64	4253	2332	2392	2210
AGH	1	3	0,18	0,27	56	1752	911	0	561
AKB	5	14	1,74	2,66	52	3490	1899	2407	2235
ARSK	31	69	61,66	56,47	-8	19889	8184	25694	16323
FGR	18	31	4,79	2,58	-46	2663	834	4255	849
FGS	11	35	1,19	1,68	42	1081	481	415	557
FHM	53	42	29,86	16,72	-44	5634	3982	8383	5916
FHMSA	14	12	11,65	7,32	-37	8324	6100	5865	3998
FHS	262	407	47,93	50,70	6	1829	1246	2058	2061
FKS	288	317	103,39	67,27	-35	3590	2122	5662	4467
FMB	13	1	2,48	0,02	-99	1905	163	1711	0
FMBA	8	42	2,42	18,06	648	3019	4299	2239	7261
FMBP	1	13	0,04	3,32	7786	421	2555	0	1751
FMBS	1	27	0,48	2,08	330	4830	770	0	821
FNW	172	271	117,96	117,57	0	6858	4338	7158	6870
FPW	55	196	19,75	38,21	93	3591	1949	3842	2634
GQ	17	17	1,70	0,67	-61	1002	392	971	313
GV	6	11	0,07	0,40	522	108	368	45	527
MBF	13	17	5,99	2,35	-61	4604	1379	3994	1355
MFG	626	790	35,75	50,84	42	571	644	978	1141
MKB	242	217	420,86	415,33	-1	17391	19140	49800	53736
MKBI		4	0,00	2,84			7089		4469
MLE	77	185	37,41	61,60	65	4858	3330	5245	5197
MLF	14	9	0,39	0,15	-63	279	162	490	137
MPB	1		0,76	0,00	-100	7583		0	
MSF	86	57	27,40	25,00	-9	3186	4387	5391	9658
MSW	126	99	4,91	3,95	-20	390	399	311	533
MWR	4	20	0,84	1,44	73	2088	722	524	490
SA	283		316,57	0,00	-100	11186		33641	
SG	13	38	1,95	3,50	80	1496	922	1541	1206
SJ	56		15,25	0,00	-100	2723		2941	
SK	33		12,06	0,00	-100	3653		5071	
SV	49	72	24,05	27,82	16	4907	3863	16304	16601
WB	4		4,40	0,00	-100	10997		5921	
WBK	2	3	13,23	10,00	-24	66127	33348	46782	32460
WBP	71	79	416,58	470,49	13	58674	59556	147418	141163
WHN		4	0,00	3,86			9658		7869
WL	7		5,46	0,00	-100	7800		9975	
WLAB	23	92	11,43	39,73	248	4970	4318	6655	5977
WLAF	6	8	3,32	4,19	26	5538	5234	3604	4018
WLFE		4	0,00	0,73			1831		1559
WN	45		11,66	0,00	-100	2591		3899	
WNFF	1		0,60	0,00	-100	5970		0	
WNLA	1	1	0,72	0,40	-45	7231	3971	0	0
WNLN	3		1,58	0,00	-100	5265		5602	
WNLP	38	53	46,91	36,01	-23	12345	6795	20667	11243
WNPA	140	100	1197,52	1313,01	10	85537	131301	217337	337078
WNPW	45	88	40,03	114,03	185	8895	12958	7771	42690
WW	1		0,82	0,00	-100	8207		0	
WWAG	18	29	11,40	20,24	77	6336	6980	7006	6893
WWB	95	148	38,71	60,33	56	4075	4077	4362	5545
WWG	31	3	3,00	0,86	-71	968	2850	1673	1114
WWW		16	0,00	0,86			536		404

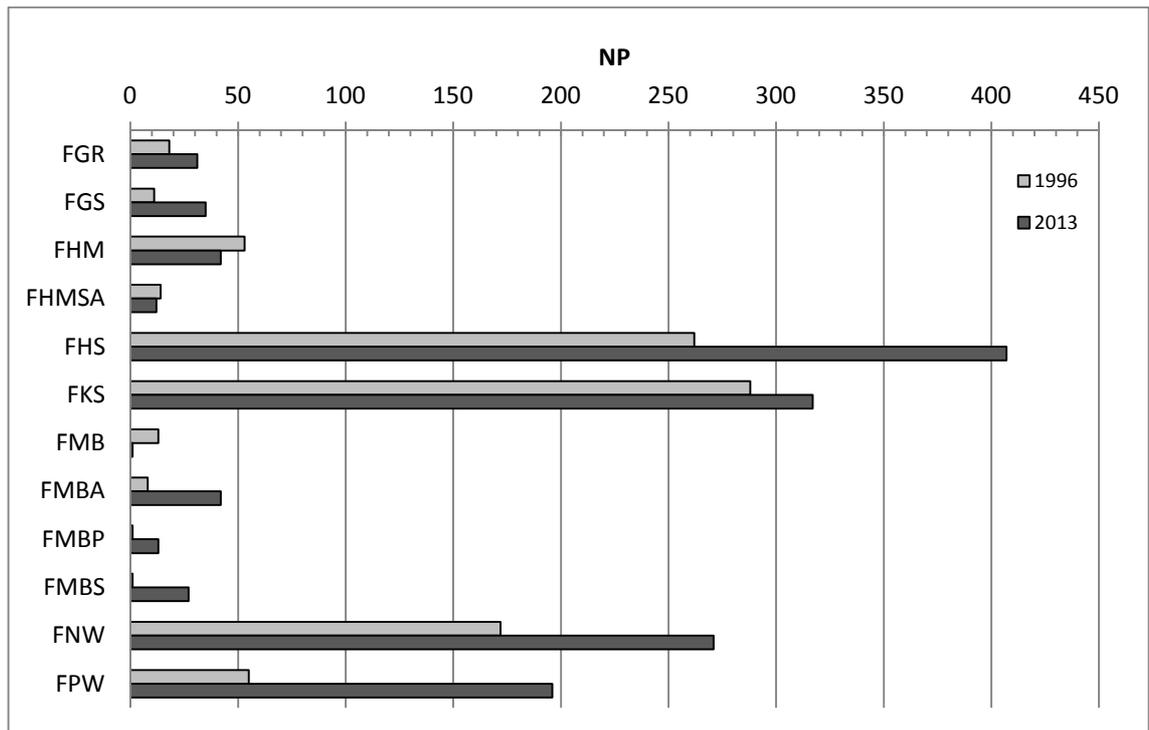


Abb. 5: Number of Patches berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1996 und 2013 im Vergleich.

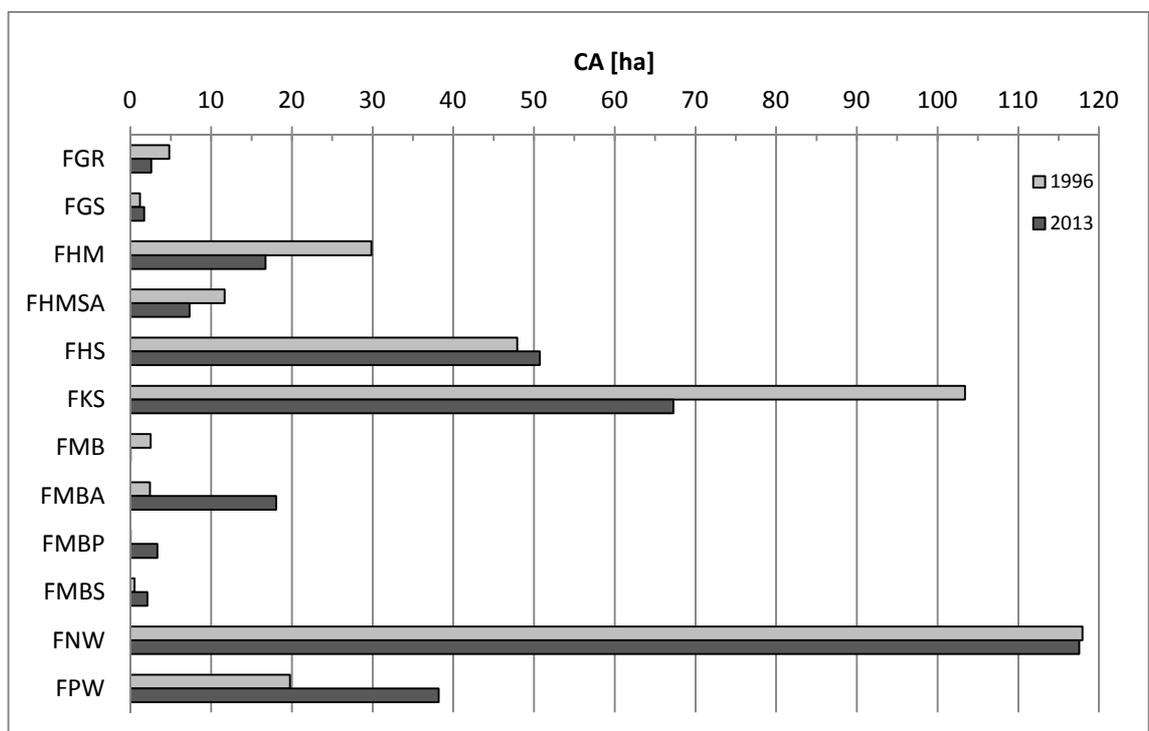


Abb. 6: Class Area berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1996 und 2013 im Vergleich.

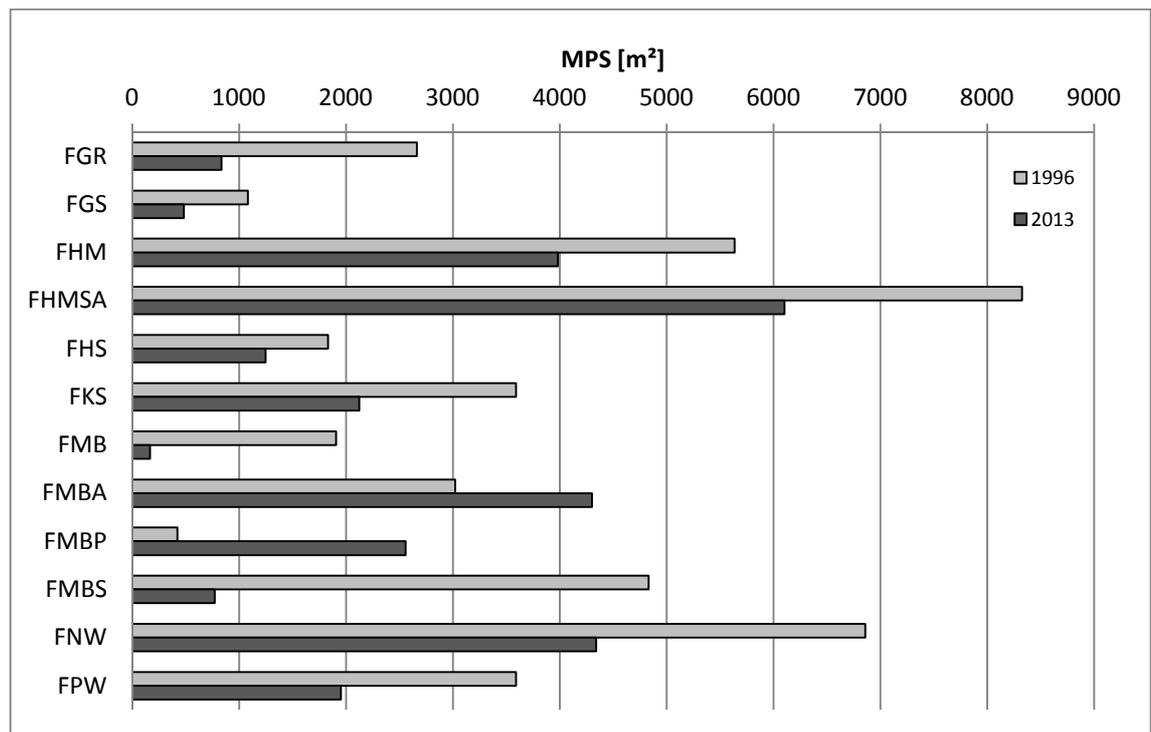


Abb. 7: Mean Patch Size berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1996 und 2013 im Vergleich.

5.1.2 Nachbarschaftsanalyse

Zur Analyse der räumlichen Anordnung der Feuchtflächen hinsichtlich ihrer Eingebundenheit wurde der *Proximity Index* (PX) berechnet. Generell nimmt der Wert des Index mit zunehmender Anzahl, Größe und Nähe von gleichartigen Habitaten innerhalb der Suchdistanz zu. Die Berechnung für den Suchradius von 400 m ergibt eine Steigerung des Ergebniswertes der mittleren Eingebundenheit von 120,51 im Jahr 1996 auf 147,69 im Jahr 2013 und lässt damit eine positive Entwicklung der Vernetzungssituation in Beziehung zu den Nachbarflächen annehmen. Bei Betrachtung der Ergebniswerte auf Patchebene fielen allerdings im Datensatz der aktualisierten Kartierung wenige, aber sehr hohe Extremwerte über 60000 bzw. 120000 auf. Diese Ausreißer waren auf minimale Abstände zwischen benachbarten Feuchtflächen zurückzuführen, welche mit Ungenauigkeiten beim Digitalisiervorgang in Zusammenhang zu bringen sind. Da eine Trennung dieser Flächen ungerechtfertigt erschien, wurden diese benachbarten Feuchtflächen, welche eine Distanz kleiner als einen Meter aufwiesen, vereint und anschließend die Nachbarschaftsanalyse erneut durchgeführt. Das Ergebnis weist nun sehr ähnliche Werte auf (vgl. Tab. 5) und lässt damit auf eine vergleichbare Eingebundenheit der Feuchtflächen schließen. Die Berechnung für den Suchradius von 2200 m zeigt ein analoges Ergebnis. Die Vergrößerung des Suchradius bewirkt nur eine sehr geringe Erhöhung von PX.

Tab. 5: Ergebnisse der Nachbarschaftsanalyse für Feuchtflächen im Kartiergebiet Fieberbrunn.

	1996	2013
Mean Proximity 400	120,51	147,69
Mean Proximity 2200	121,53	148,63

5.1.3 Diversitätsanalyse

Zur Erfassung der Biodiversität wurde die Landschaftsdiversität für die Datensätze der Erstkartierung 1996 (51 Klassen) und Aktualisierung 2013 (45 Klassen) quantifiziert. Die Ergebniswerte für den *Shannon's Diversity Index* (SHDI) zeigen eine sehr geringe Abnahme der Diversität im Untersuchungszeitraum an. Dabei unterscheiden sich die Werte des *Shannon's Evenness Index* (EVEN) nur wenig. Damit trägt der Aspekt der Gleichverteilung bzw. die Ähnlichkeit der Flächenanteile in beiden Datensätzen vergleichbar zur Beschreibung der Zusammensetzung der Landschaft bei. Die höhere Fülle (*Richness*) ist daher entscheidender für den etwas höheren Diversitätswert der Ersterhebung (vgl. Tab. 6). Dieses Ergebnis ist jedoch aus methodischen Gründen zu relativieren. Zwar zeichnet sich der Datensatz der Erstkartierung durch eine höhere Klassenzahl aus, jedoch sind hier Lebensraumtypen enthalten welche im Zuge der Revision nach den Vorgaben des Kartierschlüssels aufgelassen und anderen Lebensraumtypen zugewiesen werden müssen. Um deren Einfluss abzuschätzen, wurden versuchsweise die Klassen SJ (Waldjungwuchs) und SK (Kahlfäche, Schlagflur, Windwurf) entsprechend der Kartieranleitung aufgelöst und dem umgebenden Wald zugeschlagen. Die erneute Berechnung der Landschaftsdiversität mit 49 Klassen zeigt eine weitere Annäherung der Diversitätswerte von 1996 und 2013 (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Ergebnisse der Diversitätsanalyse im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn. Die Berechnung wurde für die Erstkartierung mit unterschiedlicher Klassenzahl durchgeführt.

	1996	1996	2013
Richness:	51	49	45
Shannon's Diversity:	2,235	2,205	2,124
Shannon's Evenness:	0,568	0,566	0,558

5.2 Kartiergebiet Kauns

5.2.1 Flächenanalyse

Hervorzuheben hinsichtlich der Biotopzusammensetzung ist im Kartiergebiet Kauns das verhältnismäßig zahlreiche Vorkommen von Feldgehölzen, trockenen Magerrasen und Streuobstbeständen. Diese Lebensraumtypen prägen in ihrer kleinräumigen Verzahnung die Kulturlandschaft und tragen wesentlich zur ökologischen und naturschutzfachlichen Bedeutung des Untersuchungsgebietes bei.

Die Verschneidung der Datensätze der Erstkartierung und Aktualisierung dokumentiert flächenmäßige Verschiebungen zwischen den Lebensraumtypen (vgl. Tab. 7). Rund 25 % der Kartierfläche unterlagen einer Veränderung (vgl. Abb. 8).

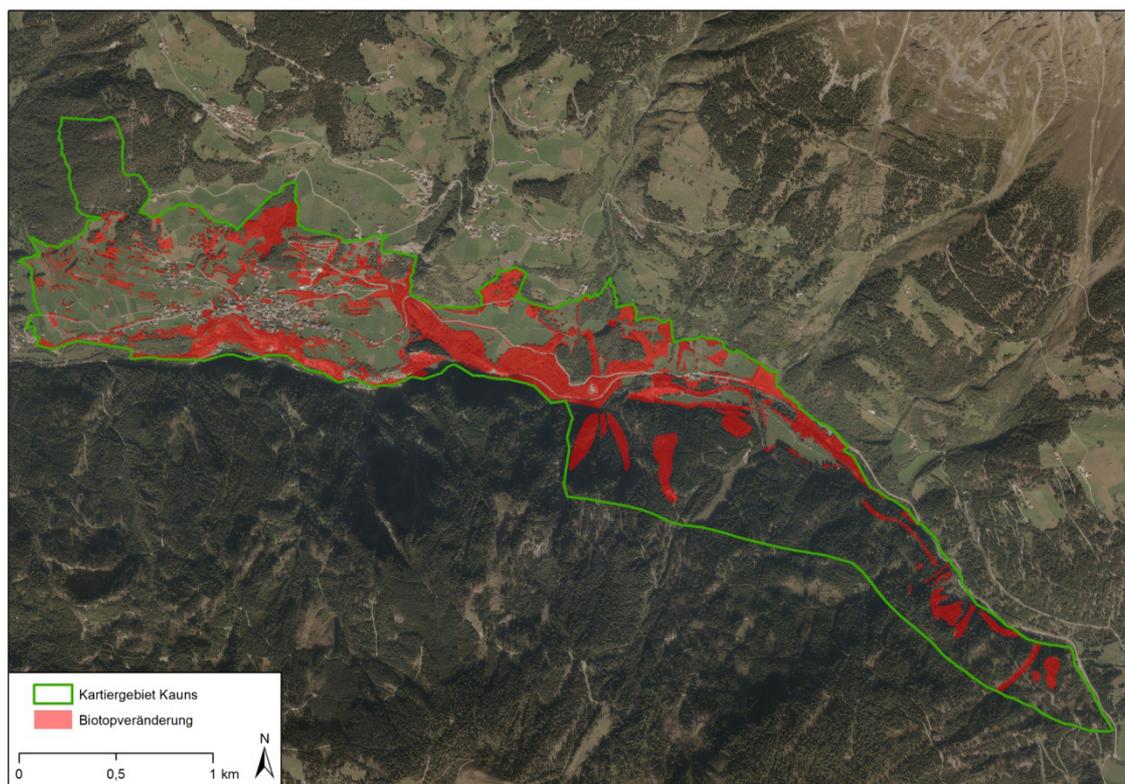


Abb. 8: Kartiergebiet der Gemeinde Kauns. Hervorgehoben sind Flächen mit einer Veränderung der Biotopzuordnung. Datenquelle: Land Tirol.

Tab. 7: Durch Verschneidung der Kartierungen von 1995 und 2009 generierte Matrix der Flächenveränderungen [ha] (NULL = kein Biotop).

	1995																				Summe		
	ABS	AFV	FGS	MFG	MKB	MLE	MLF	MMR	MSF	MSW	SK	SV	WL	WLAB	WNFF	WNFW	WNLP	WNPW	WWB	SA		NULL	
2009	ABS	2,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,09
	AFV	0,00	2,31	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,51
	FKS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
	MFG	0,00	0,78	0,01	10,58	0,22	0,01	0,00	1,35	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,38	0,10	0,38	0,00	0,00	8,72
	MKB	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,91
	MLE	0,00	0,00	0,03	0,14	0,05	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,01
	MLF	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
	MMR	0,00	2,24	0,00	1,57	0,14	0,00	0,00	4,01	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,01	0,00	0,02	0,07	0,00	0,00	4,63
	MPB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,48	0,00	0,00	0,42
	MSF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43
	MSW	0,00	0,08	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	1,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,74
	MWR	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
	WLAB	0,00	0,07	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	5,67	0,00	0,00	0,00	0,83	0,12	0,00	0,00	6,82
	WLAF	0,00	1,45	0,00	3,08	0,18	0,00	0,00	0,81	0,00	0,00	0,00	0,00	9,49	0,18	0,00	0,00	0,03	0,09	0,00	0,00	0,00	16,08
	WLFE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	2,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,09
	WLUF	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,31	0,02	0,76	0,35	1,24	0,09	0,18	0,00	3,87
	WNFF	0,00	0,29	0,00	0,24	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	6,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,97
	WNFW	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,05
	WNLA	0,00	0,23	0,00	0,51	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,96
	WNLP	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	59,38	0,00	0,00	7,35	0,55	0,00	67,74
	WNPW	1,62	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	75,65	0,32	1,18	0,13	80,49
	WWAG	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	6,34	0,00	0,45	0,00	6,96
	WWB	0,00	0,10	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	6,14	0,00	1,01	7,44
	NULL	0,01	0,26	0,01	2,65	1,18	0,00	0,00	0,55	0,31	0,83	0,01	0,01	0,00	0,32	0,22	0,06	2,03	0,95	2,13	0,18	0,00	11,70
	Summe	3,83	8,77	0,04	20,00	1,78	0,50	0,02	7,04	0,82	2,83	1,04	0,01	2,91	18,99	6,78	6,08	62,80	80,11	17,85	8,80	25,02	

Die Flächenanalyse auf Landschaftsebene zeigt insgesamt eine Zunahme der Anzahl kartierter Biotopflächen. Die Gesamtfläche der ausgewiesenen Biotope nimmt dabei leicht zu. Dagegen sinkt die mittlere Flächengröße um knapp 0,1 ha. Die Variation der Flächengrößen nimmt etwas zu (vgl. Abb. 9).

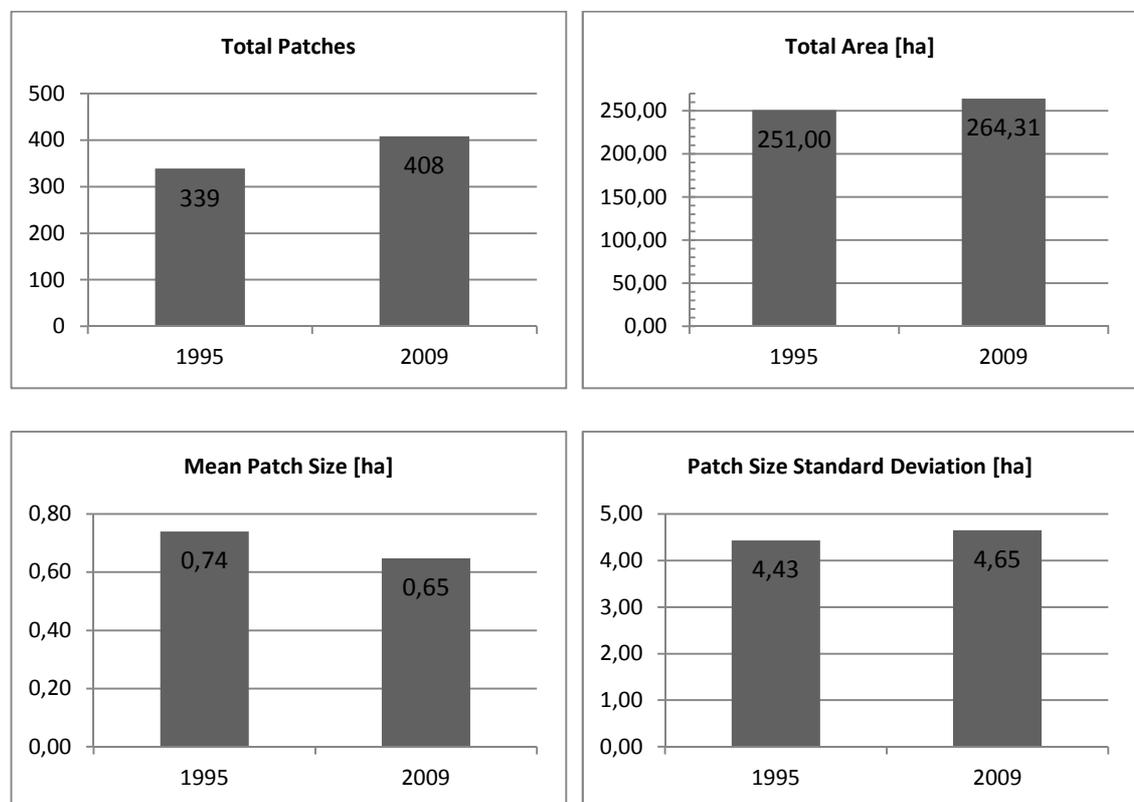


Abb. 9: Entwicklung von Flächenmaßen auf Landschaftsebene im Untersuchungsgebiet Kauns.

Die Analyse auf Klassenebene zeigt eine unterschiedliche Entwicklung der Flächenmaße auf. Die Ergebnisse sind in Tab. 8 zusammengefasst. Im Detail stellen die Abb. 10-12 die Ergebniswerte der Landschaftsstrukturmaße NP, CA und MPS für ausgewählte Lebensraumtypen der Kartierungen 1995 und 2009 vergleichend dar.

Hecken und Feldgehölze (MFG) treten deutlich aufgrund der hohen Zahl an kartierten Patches hervor, wobei ein leichter Rückgang von 185 auf 170 zu verzeichnen ist. Die Gesamtfläche der Klasse hat jedoch gegenüber der Erstkartierung um ca. 14 % zugenommen und auch bei der durchschnittlichen Flächengröße ist ein mäßiger Zuwachs festzustellen (vgl. Tab. 8). Aus Tab. 7 ist ersichtlich, dass ein großer Flächenanteil (8,72 ha, entspricht ca. 38 %) der aktuell kartierten Feldgehölze zur Zeit der Erstkartierung nicht als Biotopfläche ausgewiesen war.

Im Zeitraum 1995-2009 verdoppelt sich nahezu die Anzahl der kartierten Patches der Klasse Trockene Magerrasen (MMR). Beachtenswert ist außerdem ein relativer Flächenzuwachs von über 80 % auf insgesamt 12,80 ha. Mit einer mittleren Flächengröße von 1706 m² sind die Patches 2009 im Durchschnitt ein wenig kleiner als bei der Ersterhebung (1852 m²) (vgl. Tab. 8). Auffallend ist, dass über ein Drittel der 2009 als Magerrasen ausgewiesenen Fläche bei der Erstkartierung keiner Biotopfläche zugeordnet war. Deutlich sind darüber hinaus Verschiebungen von Felsvegetation (AFV) hin zu Magerrasen, sowie wechselseitige Verschiebungen zwischen den Klassen Magerrasen und Feldgehölze (vgl. Tab. 7).

Deutlich ausgedehnt haben sich auch die Streuobstwiesen (MSW). So erhöht sich die Anzahl der Patches von 26 auf 42 und die Gesamtfläche nimmt um 63 % gegenüber 1995 auf insgesamt 4,61 ha zu. Die durchschnittliche Flächengröße zeigt keine wesentliche Veränderung und die Standardabweichung der Flächengrößen nimmt wenig zu (vgl. Tab. 8). Wiederum machen ursprünglich nicht als Biotop kartierte Flächen mit 1,74 ha einen deutlichen Anteil der aktuellen Streuobstwiesenflächen aus (vgl. Tab. 7).

Auffallend ist weiters eine Reduktion der mit Felsvegetation (AFV) bestandenen Flächen. Zwar wurde 2009 die gleiche Anzahl erfasst (16), jedoch nimmt die Fläche insgesamt um 48 % auf 4,51 ha ab. Entsprechend reduziert sich auch MPS um knapp die Hälfte auf 2822 m² und die Variation der Flächengrößen nimmt deutlich ab (vgl. Tab. 8). Verschiebungen sind insbesondere hin zu Trockenrasen (MMR) und Bergahorn-Eschenwald (WLAF) zu verzeichnen (vgl. Tab. 7).

Landwirtschaftliche Extensivflächen (MLE) haben in ihrer Anzahl von drei auf zehn zugenommen und ihre Fläche ist um knapp 400 % von 0,50 auf insgesamt 2,46 ha angestiegen. Mit einer mittleren Flächengröße von 2461 m² sind die Extensivflächen im Jahr 2009 deutlich größer als 1995 (1665 m²). Ebenso nimmt die Variation der

Flächengrößen stark zu. Mit 2,01 ha war der überwiegende Anteil der 2009 als MLE ausgewiesenen Flächen zum Zeitpunkt der Erstkartierung keinem Biotoptyp zugeordnet und daher vermutlich großteils als landwirtschaftlich intensiv genutzte Fläche einzustufen.

Auch die Klasse der Kammgrasweiden und Borstgrasrasen (MKB) weist eine deutliche Zunahme auf. 1995 wurden vier Patches mit einer Gesamtfläche von 1,78 ha kartiert. Zum Zeitpunkt der Aktualisierung 2009 wurden elf Weideflächen aufgenommen, welche eine Fläche von 3,27 ha einnehmen. Dies entspricht einem relativen Flächenzuwachs von 83 %. Die durchschnittliche Flächengröße nimmt dabei von 4461 m² auf 2972 m² ab. Die Standardabweichung der Flächengrößen wächst gleichzeitig an. Auch bei den Weidenflächen fällt auf, dass ein Großteil der 2009 kartierten Fläche (2,91 ha) bei der Ersterhebung keinem Biotoptyp zugehörte und damit wahrscheinlich überwiegend den landwirtschaftlichen Intensivflächen zuzuordnen war.

Tab. 8: Ergebnisse der Flächenanalyse auf Klassenebene im Kartiergebiet Kauns.

Class	NP		CA [ha]		Zu-/Ab- nahme [%]	MPS [m ²]		PSSD [m ²]	
	1995	2009	1995	2009		1995	2009	1995	2009
ABS	2	1	3,83	3,09	-19	19159	30918	18387	0
AFV	16	16	8,77	4,51	-48	5479	2822	11308	4076
FGS	2		0,04	0,00	-100	206		69	
FKS		1	0,00	0,07			738		0
MFG	185	170	20,00	22,77	14	1081	1339	2215	2596
MKB	4	11	1,78	3,27	83	4461	2972	2333	3140
MLE	3	10	0,50	2,46	393	1665	2461	998	2644
MLF	1	4	0,02	0,05	123	210	117	0	79
MMR	38	75	7,04	12,80	82	1852	1706	3283	3210
MPB		1	0,00	2,10			21049		0
MSF	4	4	0,82	0,98	20	2049	2454	1027	1221
MSW	26	42	2,83	4,61	63	1088	1098	1013	1108
MWR		1	0,00	0,11			1145		0
SA	7		8,80	0,00	-100	12575		8512	
SK	1		1,04	0,00	-100	10434		0	
SV	1		0,01	0,00	-100	93		0	
WL	1		2,91	0,00	-100	29090		0	
WLAB	10	4	18,99	6,82	-64	18987	17045	20377	12706
WLAF		11	0,00	16,08			14616		26071
WLFE		1	0,00	3,09			30934		0
WLUF		5	0,00	3,87			7747		4911
WNFF	3	4	6,78	7,97	17	22605	19918	22246	20812
WNFW	4	4	6,08	6,05	0	15201	15125	12715	12728
WNLA		5	0,00	0,96			1915		1200
WNLP	8	8	62,80	67,74	8	78501	84677	138342	157881
WNPW	4	6	80,11	80,49	0	200271	134155	270113	290968
WWAG		5	0,00	6,96			13912		9287
WWB	19	16	17,85	7,44	-58	9394	4652	19645	12538

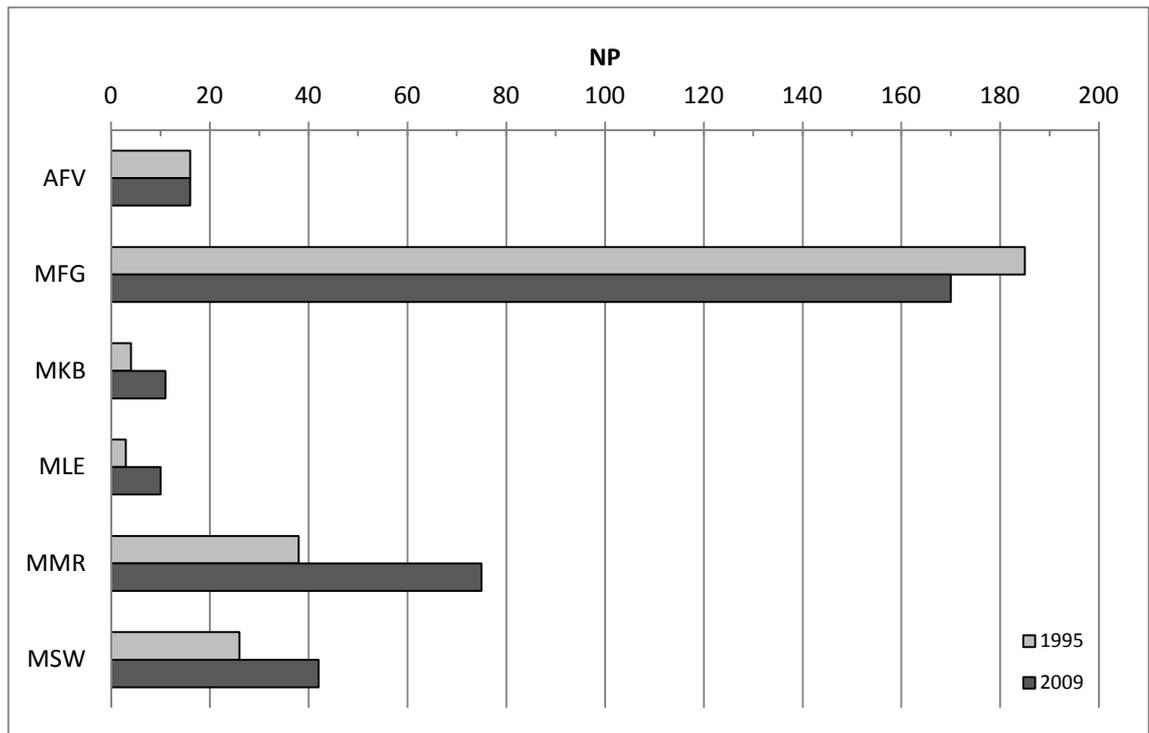


Abb. 10: Number of Patches berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1995 und 2009 im Vergleich.

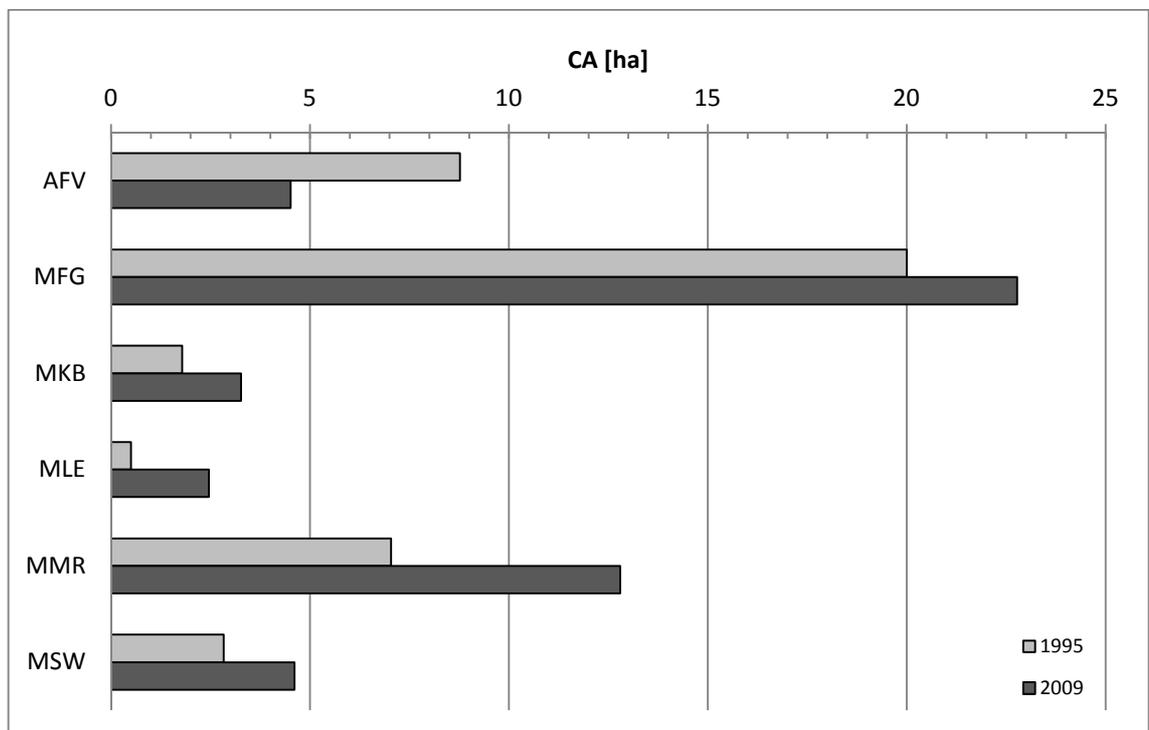


Abb. 11: Class Area berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1995 und 2009 im Vergleich.

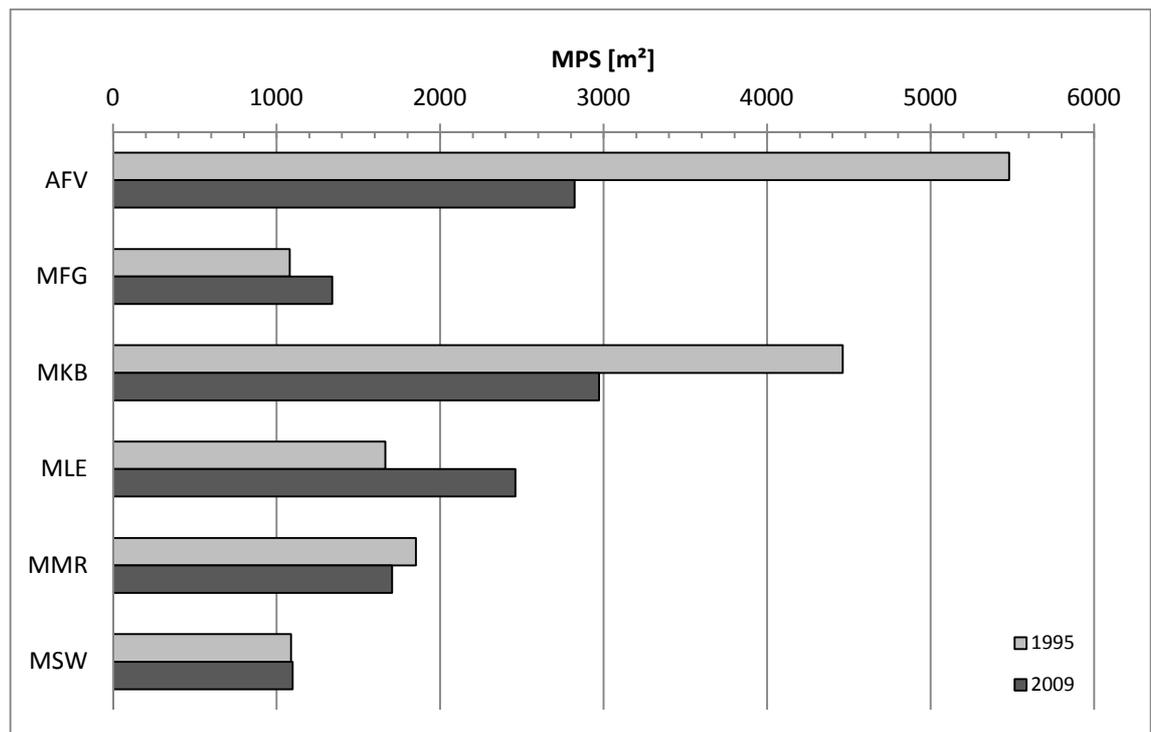


Abb. 12: Mean Patch Size berechnet für ausgewählte Lebensraumtypen 1995 und 2009 im Vergleich.

Das Naturschutzgebiet Kauns-Kaunerberg-Faggen nimmt innerhalb des Kartiergebietes der Gemeinde Kauns eine Fläche von 26,15 ha ein. Anhand einer Flächenanalyse und der Verschneidung der beiden Biotopkartierungs-Datensätze wurde die Entwicklung der Magerrasen und thermophilen Gebüschstrukturen, welche die Erhaltungsziele des Schutzgebietes mitbegründen, für diesen Ausschnitt untersucht. Tab. 9 und Tab. 10 geben das Ergebnis wieder.

Bei den Trockenen Magerrasen (MMR) ist innerhalb des Schutzgebietes ein Zuwachs bei allen Flächenmaßen zu verzeichnen. Zwar wurde nur eine weitere Fläche zusätzlich kartiert, doch nimmt die Gesamtfläche deutlich von 5,50 auf 7,51 ha zu. Ausgeprägt ist auch der Anstieg der mittleren Flächengröße und der Standardabweichung der Flächengrößen (vgl. Tab. 9). Aus Tab. 10 geht hervor, dass ein großer Anteil der als Trockene Magerrasen (MMR) ausgewiesenen Flächen bei der Ersterhebung als Felsvegetation (AFV) kartiert wurde. Auch werden Verschiebungen zwischen den Magerrasen und Feldgehölzen (MFG) deutlich.

Die Klasse der Feldgehölze (MFG) weist innerhalb des Schutzgebietes eine Abnahme sowohl der Patchzahlen als auch der Gesamtfläche auf (vgl. Tab. 9). Auffallend ist insbesondere, dass Feldgehölze der Ersterhebung im Zuge der Aktualisierung in großem Ausmaß der Klasse der Bergahorn-Eschenwälder (WLAF) zugeordnet wurden. (vgl. Tab. 10)

Tab. 9: Ergebnisse der Flächenanalyse für ausgewählte Lebensraumtypen innerhalb des Naturschutzgebietes.

Class	NP		CA [ha]		Zu-/Ab- nahme [%]	MPS [m ²]		PSSD [m ²]	
	1995	2009	1995	2009		1995	2009	1995	2009
AFV	6	6	5,34	1,88	-65	8904	3136	14243	4154
MFG	24	16	6,81	4,80	-29	2836	3000	3499	4274
MKB	2		0,21	0,00	-100	1044		46	
MLE	1	2	0,12	0,03	-75	1209	151	0	139
MMR	19	20	5,50	7,51	37	2895	3755	3976	4541

Tab. 10: Durch Verschneidung der Kartierungen von 1995 und 2009 generierte Matrix der Flächenveränderungen [ha] innerhalb des Naturschutzgebietes (NULL = kein Biotop).

	1995												Summe
	AFV	MFG	MKB	MLE	MLF	MMR	WLAB	WNFF	WNFW	WNPW	WWB	NULL	
AFV	1,06	0,10	0,00	0,00	0,00	0,09	0,07	0,00	0,04	0,08	0,33	0,12	1,88
MFG	0,32	2,85	0,00	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,40	4,80
MLE	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
MLF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
MMR	2,17	1,20	0,12	0,00	0,00	3,65	0,00	0,00	0,01	0,01	0,03	0,30	7,51
WLAB	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	2,12	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	2,19
WLAF	1,22	2,13	0,07	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	0,00	0,01	0,07	0,26	4,26
WLFE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WLUF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,26	0,00	0,28
WNFF	0,29	0,23	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,07	1,41
WNFW	0,00	0,08	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	1,75	0,00	0,00	0,00	1,86
WNLA	0,23	0,10	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,41
WNPW	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00	0,02	1,13
WWAG	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,11
WWB	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
NULL	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
Summe	5,34	6,81	0,21	0,12	0,02	5,50	2,20	0,71	1,82	1,22	0,91	1,18	

5.2.2 Nachbarschaftsanalyse

Zur Charakterisierung der Eingebundenheit der Magerrasen-Patches (MMR) wurde deren räumliche Anordnung in Beziehung zu den Nachbarflächen mittels *Proximity Index* (PX) analysiert. Der Mittelwert, berechnet für eine Suchdistanz von 5000 m, ist für die beiden Datensätze der Erstkartierung und Aktualisierung praktisch gleich groß und weist damit auf eine vergleichbare Vernetzung der Trockenlebensräume zu den beiden Zeitpunkten hin.

Tab. 11: Ergebnisse der Nachbarschaftsanalyse für die Klasse MMR im Untersuchungsgebiet Kauns.

	1995	2009
Mean Proximity:	25,97	25,25

5.2.3 Diversitätsanalyse

Das Ergebnis der Diversitätsanalyse zeigt eine Zunahme des *Shannon's Diversity Index* (SHDI) im Zeitraum 1995-2009. Der Wert des *Shannon's Evenness Index* (EVEN) der beiden Datensätze unterscheidet sich nur geringfügig. Damit trägt, bei ähnlicher Gleichverteilung, die durch eine größere Klassenzahl bedingt höhere Fülle (*Richness*) 2009 entscheidend zu einem höheren Diversitätswert bei (vgl. Tab. 12).

Tab. 12: Ergebnisse der Diversitätsanalyse im Untersuchungsgebiet Kauns.

	1995	2009
Richness:	21	24
Shannon's Diversity:	2,009	2,150
Shannon's Evenness:	0,660	0,677

6. Diskussion

Mit der für einen Großteil des Dauersiedlungsraumes vorliegenden Biotopkartierung ist eine wertvolle Datengrundlage für zahlreiche Anwendungen verfügbar. Die Aktualisierung der Kartierung ermöglicht nun eine erste Bilanz über die Veränderungen der Biotopstruktur basierend auf vergleichbaren Erhebungen. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführte Strukturanalyse für die Kartiergebiete der Gemeinden Fieberbrunn und Kauns, schafft einen Überblick über die Veränderung ökologisch relevanter Aspekte hinsichtlich Ausstattung und Anordnung von Biotopen.

6.1 Interpretation der Ergebnisse

6.1.1 Kartiergebiet Fieberbrunn

Die Betrachtung der Gesamtlandschaft im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn deutet auf Veränderungen in der Biotopstruktur hin. So zeigt die Bilanzierung der Lebensraumveränderungen, dass sich auf rund einem Drittel der Kartierfläche der Biotoptyp, also die Lebensraumausprägung, geändert hat. Die dem Landschaftswandel zugrunde liegenden strukturellen Veränderungen schlagen sich in der Ausprägung der berechneten Flächenmaße nieder. So nimmt die Gesamtfläche der ausgewiesenen Biotope leicht ab, während die Anzahl kartierter Patches deutlich ansteigt. Die durchschnittliche Flächengröße der Biotope verringert sich damit. Dies weist auf eine zunehmende Untergliederung hin, die in Teilbereichen durch Nutzung und nutzungsbedingte Umformungen erklärt werden kann (vgl. Grabner 2013). Die Erhöhung der Variation der Flächengrößen auf Ebene der Gesamtlandschaft ist zurückzuführen auf die Kartierung großer zusammenhängender Waldflächen, welche zum Zeitpunkt der Erstkartierung durch Aufforstungen in Teilflächen gegliedert waren. Da dieser Lebensraumtyp im Zuge der Revision nur noch für standortsfremde Aufforstungen vergeben wird, hat eine Zuordnung der Flächen zu den entsprechenden Waldtypen stattgefunden.

Die Flächenanalyse für die Gruppe der Feuchtbiotope bestätigt im Wesentlichen den sich auf Landschaftsebene abzeichnenden Trend. Durch das zahlen- und flächenmäßig große Vorkommen haben feuchtgeprägte Lebensräume im

Untersuchungsgebiet große Bedeutung. Mehrheitlich lassen die auf Klassenebene berechneten Flächenmaße jedoch eine zunehmende Fragmentierung annehmen.

Es zeichnet sich überwiegend eine Zunahme der Anzahl an kartierten Feuchtflächen ab. Fasst man die Moor- und Bruchwälder zu einer Gruppe zusammen, so weisen nur Hochmoore und Aufforstungen im Hochmoor eine Abnahme auf. Bei konstanter Klassenfläche deutet eine zunehmende Anzahl an Patches auf eine ansteigende Zerstückelung hin. Dies zeichnet sich bei artenreichen Nasswiesen ab. Für Großröhrichte und Kleinseggenriede ist gleichzeitig sogar eine Abnahme der Fläche festzustellen und eine zunehmende Fragmentierung damit deutlich ausgeprägt. Hochstauden, welche in Folge der Verbrachung von ehemals genutzten Feuchtflächen häufig an Dominanz gewinnen (vgl. Grabner 2013), weisen eine geringe Zunahme der Gesamtfläche auf, sind aber gleichzeitig durch eine deutliche Erhöhung der Anzahl der Einzelflächen gekennzeichnet. Folglich gibt auch hier das Landschaftsmaß *Number of Patches* einen Hinweis auf den Fragmentierungsprozess.

Die Abnahme der *Class Area* spiegelt den direkten Flächenverlust sowie die Verkleinerung der verbleibenden Flächen wider, welche mit der Fragmentierung einhergehen. Betroffen sind v.a. Großröhrichte, Hochmoore, Aufforstungen im Hochmoor und Kleinseggenriede. Diese Biotoptypen weisen Flächenabnahmen zwischen 35 % und 46 % auf. Die Ergebnisse zeigen, dass Großröhrichtbestände insbesondere durch Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung oder durch Inanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur verloren gingen. Auch das Aufkommen von Hochstauden sowie die Verbuschung spielen eine Rolle. Einhergehende Maßnahmen zur Trockenlegung sind anzunehmen. Drastisch ist auch der Rückgang der Hochmoore. Insbesondere festzustellen ist eine Entwicklung hin zu Pfeifengrasbeständen, welche kennzeichnend ist, für eine durch Entwässerungsmaßnahmen bedingte Störung der Hydrologie und damit verbundene Degradation von Hochmoorgesellschaften. Zu verzeichnen sind außerdem ein Gehölzaufkommen bzw. die Ausbreitung von Gehölzbeständen auf ehemaligen Hochmoorflächen, welche allenfalls auch durch Entwässerung und anthropogen verursachte Bestandesumwandlung begründet sein kann. Die Flächenabnahme von Aufforstungen im Hochmoor begründet sich v.a. in der Entwicklung hin zu Waldlebensräumen. Die Analyse zeigt damit, dass durchgeführte Aufforstungsmaßnahmen an ehemaligen Hochmoorstandorten gewissermaßen erfolgreich waren und zu einer Umwandlung in einen Waldbestand führten. Bei den Kleinseggenrieden ist v.a. eine Umwandlung bedingt durch Weidenutzung festzustellen, daneben auch eine, häufig mit intensiverer Nutzung einhergehende,

Umformung in Nasswiesen. Darüber hinaus erklären Einwanderung und Aufkommen von Gehölzen sowie der Verlust durch Intensivgrünlandnutzung oder Überbauung den Flächenrückgang.

Bei den Pfeifengraswiesen ist eine starke flächenhafte Ausdehnung gegenüber der Erstkartierung auffallend. Deren Vorkommen im Bereich ehemaliger Kleinseggenried- und Hochmoorflächen deutet auf eine Entwässerung jener Flächen hin. Daneben haben sich v.a. Nasswiesen und Weideflächen zu Pfeifengraswiesen entwickelt. Dies kann als Hinweis auf eine Nutzungsauffassung gewertet werden. Pfeifengras gelangt häufig auf brach liegenden Feuchtfächen zur Dominanz (vgl. Grabner 2013). Großseggenriede sind ebenfalls durch einen Flächenzuwachs gekennzeichnet. Dabei sind unterschiedliche Entwicklungen festzustellen. Großseggenbestände finden sich im Bereich ehemaliger Aufforstungen auf Hochmoorflächen und deuten dort auf nicht geglückte Bestandesumwandlungen hin. Daneben sind sie u.a. an Standorten ausgebildet, welche zum Zeitpunkt der Erstkartierung von Kleinseggen bestanden waren. Ein deutlicher Flächenzuwachs ist bei der Gruppe der Moor- und Bruchwälder zu verzeichnen. In Summe nimmt für die hier zuzuordnenden Lebensraumtypen die Fläche von 5 ha auf 23 ha zu. Insbesondere die Fläche der Schwarzerlenbruchwälder wächst deutlich an. Sie stocken an früheren Waldstandorten und im Bereich von Aufforstungen. Daneben entwickeln sie sich, vermutlich durch Nutzungsauffassung bedingt, im Bereich ehemaliger Kleinseggenriede und Pfeifengrasbestände. Die Ergebnisse zeigen im Weiteren eine Zunahme der Gehölzbedeckung in Hochmoorflächen welche eine Weiterentwicklung von Hochmooren und die Zuordnung zur Klasse der Latschen- und Spirkenhochmoore begründet. Außerdem ist eine Verbuschung von Nieder- und Hochmooren und Hochstaudenfluren dokumentiert durch die Zunahme von Weiden-Faulbaumgebüsch an jenen Standorten.

Mean Patch Size nimmt bei allen feuchtgeprägten Lebensraumtypen ab und spiegelt damit die tendenzielle Verkleinerung der Flächen wider. Eine Ausnahme bilden nur Schwarzerlenbruchwälder und Latschen- und Spirkenhochmoore. Die Zerstückelung der Lebensräume manifestiert sich somit deutlich in der abnehmenden durchschnittlichen Flächengröße. Damit in Verbindung stehen ökologische Folgen wie u.a. zunehmende Randeffekte und Kernflächenreduktion, die Abnahme der Habitatheterogenität und allgemein eine Verringerung der Arten- und Individuenzahlen (vgl. Kap. 2.4.1.1).

Als gegenwärtig folgenschwere Prozesse der Landschaftsveränderung führt Walz (2008) Flächenverbrauch und Fragmentierung an, welche zu einem Rückgang großer, zusammenhängender, natürlicher Habitate führen. Die vorliegende Flächenanalyse

widerspiegelt in ihren Ergebnissen für die feuchtgeprägten Lebensräume tendenziell diese Veränderung. Die Untersuchung bestätigt damit auch den von Landmann (2011) beobachteten, durch flächige Intensivierung der Landwirtschaft bedingten Verlust an Feuchtflächen in den letzten 15 Jahren im Bezirk Kitzbühel, sowie eine funktionelle Beeinträchtigung noch bestehender Feuchtflächen. Übereinstimmend mit den vorliegenden Ergebnissen ist auch das im Gebiet festgestellte Verbuschen und Verwalden von Wald- und Hochmooren (ebd.).

Bei der zu beobachtenden zunehmenden Verinselung in immer kleinere Feuchtlebensräume spielt der Zusammenhang zwischen den Flächen und damit der Faktor Isolierung eine bedeutende Rolle (vgl. Lang & Blaschke 2007). Die Nachbarschaftsanalyse mittels *Proximity Index* zeigt im Mittel eine geringe Zunahme der Eingebundenheit der Feuchtgebietspatches. Die Erhöhung des Suchradius bewirkt nur eine unwesentliche Erhöhung des Ergebniswertes. Dies lässt darauf schließen, dass bei der gegebenen Anordnung und Vernetzungssituation die weiter entfernten Biotopflächen einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf die Ergebniswerte haben. Die Vernetzung der einzelnen Flächen hat sich dem Ergebnis zufolge trotz der Fragmentierungstendenzen nicht wesentlich verändert. So ist unter der Annahme eines funktionalen Zusammenhangs der einzelnen Flächen, obgleich des Flächenverlusts und der Abnahme der durchschnittlichen Flächengröße, die Vernetzungssituation allgemein nicht schlechter, was sich jedoch im Anstieg der Patchzahlen zu begründen scheint. Durch die Zerstückelung kommt es zu einer zunehmend geclusterten Verteilung der Restflächen, sodass bei deutlich höherer Patchzahl der mittlere *Proximity Index* sogar eine leicht positive Entwicklung anzeigt, d.h., dass die nun in größerer Zahl nahe beieinander liegenden Patches trotz ihrer geringeren Flächen zu einem höheren Ergebniswert beitragen. Grundsätzlich muss in diesem Zusammenhang im Hinblick auf die Lebensraumfunktion erneut auf die Bedeutung von großen Flächen hingewiesen werden. Insbesondere ist auch der Wert gegenüber mehreren kleinen Flächen herauszustellen. Zwar werden die durch die abnehmende Flächengröße bedingten negativen Effekte für die Habitatqualität durch geeignete, in der Nachbarschaft liegende Habitate, abgeschwächt, jedoch erfolgt die Fragmentierung häufig durch wenig oder nicht geeignete Flächen, denen unter Umständen eine Barrierewirkung zuzuschreiben ist. Aspekte wie Ausbreitungsfähigkeit und Qualität der umgebenden Landschaft sind daher maßgeblich und in Betracht zu ziehen (vgl. Farina 2006, Lang & Blaschke 2007, Turner et al. 2001). In diesem Zusammenhang weist Landmann (2011) auf eine Vermehrung von Barrieren für Amphibien durch die zunehmende Intensivierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bezirk Kitzbühel hin.

Hinsichtlich einer gesamthaften Bewertung der Lebensraumfunktion einer Landschaft stellen Kiel & Albrecht (2004) fest, dass dem flächenmäßigen Anteil wertvoller Habitate eine größere Bedeutung zukommt als der funktionalen Vernetzung von gleichartigen Habitattypen, welche durch den *Proximity Index* untersucht wird. Jedoch betonen sie die Verwendbarkeit des Index für die Beurteilung der funktionalen Verbundsituation, da er eine Charakterisierung von Einzelflächen anhand der funktionalen Vernetzung mit den Lebensräumen der Umgebung ermöglicht.

Die Fragmentierung gilt als eine der Hauptursachen für den Verlust an Biodiversität (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Vor diesem Hintergrund sollte untersucht werden, ob eine solche negative Entwicklung anhand der Entwicklung der Landschaftsdiversität beobachtet werden kann, welche als Indikator für die Biodiversität gilt (Walz & Syrbe 2013). Die Analyse und Quantifizierung der Vielfalt und flächenmäßigen Verteilung der Lebensraumtypen im Kartiergebiet Fieberbrunn mittels *Shannon's Diversity Index* zeigt eine sehr geringe Abnahme der Landschaftsdiversität an. Auch EVEN nimmt nur geringfügig ab. Bei ähnlicher Gleichverteilung tragen im Datensatz der Erstkartierung u.a. Lebensraumtypen zur Erhöhung der Diversität bei, welche heute nicht mehr ausgewiesen werden. Bei Analyse mit versuchsweise verringerter Klassenzahl im Erstkartierungsdatensatz wird die Abnahme der Diversität weniger deutlich. Diesen Umstand berücksichtigend wird angenommen, dass sich die Vielfalt auf Landschaftsebene nicht wesentlich verändert hat. Eine Tendenz hinsichtlich der Entwicklung der Biodiversität, bedingt durch landschaftsstrukturelle Veränderungen, lässt sich daher nicht ableiten.

6.1.2 Kartiergebiet Kauns

Im Untersuchungsgebiet Kauns sind v.a. trockengetönte Lebensräume sowie Hecken und Feldgehölze von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung. Hinweise auf einen Anstieg der Fragmentierung insbesondere dieser Biotoptypen sind anhand der vorliegenden Ergebnisse der Flächenanalyse nicht abzuleiten. Am ehesten deutet die Entwicklung auf Landschaftsebene eine etwas ausgeprägtere Untergliederung der Landschaft an. Die Anzahl der Patches steigt recht deutlich, wobei aber auch eine Zunahme der Gesamtfläche an kartierten Biotopen zu verzeichnen ist. Die durchschnittliche Flächengröße nimmt jedoch ab.

Bei den Hecken und Feldgehölzen zeigt eine Zunahme von Gesamtfläche und durchschnittlicher Flächengröße eine zunehmende Verbuschung und Ausbreitung der

Gehölzgruppen an. Die gleichzeitige Abnahme der Flächenzahl deutet auf das Zusammenwachsen der Bestände hin. Die Ergebnisse der Verschneidung zeigen eine deutliche Ausweitung der Feldgehölze in landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen an. Insgesamt ist die Zunahme der Gesamtfläche von 20 ha auf 22,77 ha nicht besonders stark ausgeprägt. Berücksichtigt man jedoch, dass im Zuge der Aktualisierung größere nun zusammenhängende Gehölzgruppen als Waldlebensraum kartiert wurden, wird die Ausdehnung der Feldgehölze noch deutlicher. So wurden rund 3 ha Fläche, welche in der Ersterhebung als Feldgehölz ausgewiesen wurde, nun den Bergahorn-Eschenwäldern zugeordnet.

Auffallend ist insbesondere eine Zunahme der Trockenen Magerrasen, sowohl hinsichtlich ihrer Anzahl als auch ihrer Gesamtfläche. Bemerkenswert erscheint die Ausdehnung der Magerrasen in ehemals intensiv genutzte Bereiche. So wurden zahlreiche Magerrasenbestände in Böschungsbereichen inmitten von Wirtschaftswiesen kartiert. Diese wurden früher gemäht bzw. teilweise beweidet, zum Zeitpunkt der Aktualisierung lagen sie weitgehend brach (vgl. Blassnig 2009). Die aufgezeigten Flächenverschiebungen zwischen Magerrasen und Feldgehölzen deuten zum einen auf die zu beobachtende Gebüschsukzession nach Auflassung der Bewirtschaftung, zum anderen weisen sie auf die in Teilbereichen durchgeführten Entbuschungen und die Wiederaufnahme der Weidenutzung (vgl. Blassnig 2009). Als methodisch bedingte Veränderung ist die Kartierung von Magerrasen im Bereich ehemaliger Felsfluren zu werten. Diese sind in ihrer Ausprägung kleinflächig und mit den Trockenrasen eng verzahnt (Blassnig 2009, Buchner & Hofbauer 1995). Anzunehmen ist, dass den Veränderungen der Zuordnung des beschriebenen Vegetationsmosaiks bzw. der Verschiebung der Abgrenzungen eine subjektiv unterschiedliche Einstufung der Kartierer zugrunde liegt.

Dies erklärt auch die Entwicklung der Felsvegetation im Kartiergebiet, welche durch eine Abnahme der Gesamtfläche und der mittleren Flächengrößen gekennzeichnet ist. So ist auch die Erfassung von Bergahorn-Eschenwäldern an ehemaligen Felsstandorten auf die Verzahnung der Felsfluren mit eschendominierten Hangwäldern zurückzuführen (vgl. Blassnig 2009, Buchner & Hofbauer 1995).

Die Flächenanalyse innerhalb des Schutzgebietes zeigt, dass die Entwicklung der Magerrasen-Bestände ebenso wie auf Ebene der Gesamtlandschaft durch einen Anstieg der *Class Area* gekennzeichnet ist, was hier großteils durch die bereits erläuterte Veränderung der Zuordnung bzw. Abgrenzung von Felsfluren bedingt ist. Die durchschnittliche Flächengröße der Patches im Schutzgebiet nimmt zu, während insgesamt im Gemeindegebiet, durch die Aufnahme zahlreicher kleinflächiger

Magerrasenbestände ein Absinken zu verzeichnen ist. Die Klasse der Hecken und Feldgehölze zeigt hingegen eine Abnahme von Anzahl und Gesamtfläche innerhalb des Schutzgebietes. Insbesondere ist aber auch hier eine Charakterisierung ehemaliger Feldgehölze als Bergahorn-Eschenbestände festzustellen.

Die Analyse und Charakterisierung der Isolierung von Magerrasen-Patches anhand des *Proximity Index*, weist auf eine vergleichbare Vernetzung der Trockenlebensräume zu den beiden Kartierungszeitpunkten hin. Das Ergebnis ist auffallend, so nimmt die mittlere Eingebundenheit trotz der Verdoppelung der Flächenzahl und einer Zunahme der Gesamtfläche um über 80 % nicht zu. Die Ausweisung neuer Magerrasenpatches erfolgte zu einem großen Teil im Bereich ehemaliger intensiver Wirtschaftswiesen. Die zusätzlich kartierten Flächen tragen vermutlich aufgrund ihrer geringeren Größe und räumlichen Verteilung nicht zu einer Erhöhung des Ergebniswertes bei.

Bei Betrachtung der Ergebnisse der Diversitätsanalyse fällt eine geringe Zunahme des Diversitätswertes auf. Dabei steigt der *Shannon's Evenness Index* nur unwesentlich an. Der Grad der Diversität, gemessen an der bei gegebener Klassenzahl maximal möglichen Diversität, verändert sich demnach nicht. Es kam somit zu keiner deutlichen Veränderung in der Dominanz von Klassen und die höhere Klassenzahl begründet einen höheren Diversitätswert. Die Betrachtung der Kartierungen und der Biotopbeschreibungen (vgl. Blassnig 2009, Buchner & Hofbauer 1995) zeigt jedoch, dass die zunehmende Zahl an vorkommenden Typen teils einer genaueren Bearbeitung bzw. differenzierteren und auch subjektiv geprägten Ansprache geschuldet ist. Damit kann auf Basis der Quantifizierung der Raumdiversität und ihrer Entwicklung kein Hinweis auf die Veränderung der Biodiversität abgeleitet werden.

6.2 Methodenkritik

Die dokumentierten Veränderungen und Trends konnten anhand einer visuellen Kontrolle der Kartierungen nachvollzogen werden. Auch decken sich die Erkenntnisse mit den textlichen Beschreibungen zur Biotopkartierung (Blassnig 2009, Grabner 2013) und die Beobachtungen konnten so in ihrer Tendenz verifiziert werden.

Landschaftsanalysen auf großer Fläche basieren häufig auf grob aufgelösten Landbedeckungsdaten (Renetzeder et al. 2010). Ferner können bei der Erfassung von Landschaftseinheiten mittels luft- und satellitenbildbasierten Verfahren Schwierigkeiten bei der Identifikation ökologisch relevanter Habitats bestehen (vgl. z.B. Alexandridis et al. 2009, Bock et al. 2005a, 2005b; Gimona et al. 2009). Vor diesem Hintergrund ist die

Bedeutung der auf über 2700 km² vorliegenden, auf Felderhebungen basierenden, Biotopkartierung hervorzuheben. Diese stellt hinsichtlich inhaltlicher Differenzierung sowie räumlicher Auflösung eine gute Datengrundlage für ökologische und naturschutzfachliche Fragestellungen dar. Die manuelle Abgrenzung der Biotope bedingt allerdings ein gewisses Ausmaß an Subjektivität dieser Raumgliederung. Wohingegen computergestützte Auswerteverfahren, wie objektbasierte Ansätze in der Fernerkundung, homogenere Ergebnisse liefern (vgl. Bock et al. 2005b).

Die räumliche Verschneidung von Erstkartierung und Aktualisierung liefert zum einen Erkenntnisse über Entwicklungstendenzen, zum anderen werden aber auch, etwa beim Biototyp Artenreiche Nasswiesen (FNW) im Untersuchungsgebiet Fieberbrunn, Subjektivität und Schwierigkeiten bei der Zuordnung und Abgrenzung der Biotopflächen deutlich. Bei annähernd konstanter Gesamtfläche sind deutliche Flächenverschiebungen zwischen Artenreichen Nasswiesen und nicht als Biotop ausgewiesenen Flächen (v.a. Intensivgrünland) zu verzeichnen. Begründend ist wahrscheinlich eine unterschiedliche Differenzierung und Ansprache in Abhängigkeit der Bestandsentwicklung in Zusammenhang mit dem Mahdregime, sowie in Abhängigkeit einer allenfalls nutzungsbedingten Verschiebung der Dominanzverhältnisse in den Beständen. Auch drücken die beobachteten Flächenverschiebungen die Problematik einer scharfen Grenzziehung bei kontinuierlichen Übergängen aus. Diskrete Abgrenzungen entsprechen in der Regel nicht den in der Natur ausgebildeten Übergangsbereichen, was subjektiv geprägte unterschiedliche Abgrenzungen von Biotopen erwirken kann (vgl. Blaschke 1999, Walz 2011). In den Daten der vorliegenden Untersuchung deuten insbesondere Verschiebungen der Abgrenzungen zwischen Hochmoorbiotopen und umgebenden Waldbeständen auf diesbezügliche Unsicherheiten hin. Während eine Verkleinerung von Hochmoorflächen zugunsten von Waldbeständen auch durch eine solche Entwicklung begründet sein kann, sind Ausdehnungen in Waldbereiche vielmehr einer unterschiedlichen Einschätzung der Abgrenzung im Zuge der Geländebegehung zuzuschreiben.

Auch ist in Betracht zu ziehen, dass mögliche Differenzen durch die unterschiedlichen Maßstäbe der Kartiergrundlagen bedingt sind. Die resultierenden, unterschiedlich genauen Abgrenzungen, fallen bei der Verschneidung und der darauf basierenden Flächenbilanzierung auf. Da jedoch im Rahmen der terrestrischen Kartierung der Naturstand entsprechend den Kartiervorgaben unabhängig vom Detailgrad der Kartengrundlage aufgenommen wird, und die Biotope somit in der Regel nicht auf Basis des Luftbildes abgeleitet werden, sind keine gravierenden Unterschiede

hinsichtlich inhaltlicher Genauigkeit bzw. Informationsgehalt anzunehmen. Eine Ausnahme bilden Abgrenzungen im Waldbereich. Da eine flächige Begehung von Waldbeständen aufgrund des großen Aufwandes nicht zwingend vorgesehen ist, kann hier eine Kartierung auf Grundlage des Orthofotos erfolgen. Auf Basis der detaillierteren Orthofotogrundlage ist somit im Zuge der Revision eine bessere Abgrenzung möglich. Wahrscheinlich ist auch eine gesteigerte Identifikation und gezielte Begehung luftbildsichtbarer Lebensräume. Dies würde z.T. neu ausgewiesene Moor- und Bruchwaldbiotope an ehemaligen Waldbestandsflächen begründen. Für eine vergleichende Analyse anhand von Form- oder Randlinienbezogenen Maßzahlen sind die vorliegenden Daten jedenfalls weniger geeignet.

Als mögliche Fehlerquelle mit Auswirkungen auf die berechneten Landschaftsmaße offenbarten sich Lagefehler bzw. Digitalisierungsungenauigkeiten. So resultierten bei der Berechnung des Proximity Index für Feuchtbiotope Extremwerte für Patches mit minimalem Abstand zu Nachbarpatches gleichen Typs. Die Differenzierung in einzelne, nicht miteinander verbundene Flächen war in diesen Fällen nicht begründet und ist Ungenauigkeiten beim Digitalisiervorgang zuzuschreiben. Es zeigt sich, dass bei geringen Distanzen zwischen benachbarten Patches fehlerhafte Abgrenzungen stark zum Tragen kommen können und damit unter Umständen einen verzerrenden Einfluss auf die Ergebniswerte haben können. Im Kontext der gegenständlichen Anwendung ist festzustellen, dass zusammen mit der Betrachtung der Werteverteilung die Berechnung des mittleren Proximity Index Hinweise zur Veränderung der Vernetzungssituation geben kann. Jedoch wird die starke Aggregation durch die Mittelwertbildung für die Gesamtlandschaft deutlich, welche eine beträchtliche Verringerung der Aussagekraft herbeiführen kann (vgl. Lang & Blaschke 2007). Eine zusätzliche Interpretation der Bewertung der Einzelpatches würde weitere wertvolle Aussagen zur räumlichen Anordnung der Patches hinsichtlich funktionaler Verbundsituation zulassen, wie etwa die Identifikation von Räumen mit hoher Habitatvernetzung oder Defizitbereichen mit geringer räumlicher Konnektivität von Landschaftselementen (vgl. Kiel & Albrecht 2004). Bei der Analyse der Vernetzung ist auch zu berücksichtigen, dass die administrative Abgrenzung der Kartiergebiete keine ökologisch begründete, naturräumliche Raumeinteilung widerspiegelt und eine mögliche Vernetzung von Biotopen über die Grenzen hinweg nicht berücksichtigt wird.

Der im Zuge der vorliegenden Untersuchung ermittelte *Shannon's diversity index* (SHDI) reagiert empfindlicher auf den Faktor Fülle, also die Anzahl der vorkommenden Klassen, als auf den Faktor Gleichverteilung. Seltene Typen haben dadurch einen verhältnismäßig großen Einfluss auf die Ausprägung der Ergebniswerte (McGarigal &

Marks 1995). Dies hebt die Bedeutung einer vergleichbaren thematischen Einteilung hervor. Zur Analyse der Veränderungen auf Basis der Biotopkartierungsdaten erscheint SHDI weniger aufschlussreich und geeignet zu sein. Die Ergebniswerte werden durch Schwankungen in der Klassenzahl, bedingt durch die Adaptierung und Weiterentwicklung des Kartierschlüssels sowie durch mögliche subjektiv begründete Zuordnungen beeinflusst, womit allfällige Entwicklungen unter Umständen überdeckt werden. Eine Eignung zur Einstufung von Kartiergebieten im Rahmen einer Vorbewertung sowie zum groben Vergleich unterschiedlicher Gebiete wird jedoch angenommen. Eventuell würde jedoch auch die Anwendung des *Simpson's diversity index* (SIDI) bessere Ergebnisse liefern, da dieser im Vergleich weniger sensitiv hinsichtlich des Faktors Fülle ist und damit eine geringere Abhängigkeit von der Anzahl an Lebensraumtypen als SHDI zeigt (vgl. Herzog & Lausch 2001, McGarigal & Marks 1995).

7. Fazit und Ausblick

Die vorliegende Untersuchung stellt ökologisch relevante Veränderungen in der Ausstattung und räumlichen Struktur von Biotopflächen dar. Die Analyse erlaubt eine Quantifizierung der in den Begleittexten zur Biotopkartierung fallweise dokumentierten Entwicklungen und ergänzt damit die textliche Einschätzung einzelner Habitats um eine flächenhafte, zeitlich vergleichende, objektive Bewertung. Anhand der Ergebnisse werden Trends festgestellt und Folgen für Lebensraumfunktionen und Biodiversität können abgeleitet werden. So wurde anhand der Flächenanalyse mit Landschaftsstrukturmaßen eine deutliche Tendenz der Fragmentierung von Feuchtflächen in Fieberbrunn nachgewiesen. Diese manifestiert sich besonders in einer Verringerung der mittleren Flächengrößen, welcher negative ökologische Auswirkungen zuzuschreiben sind. Die räumliche Verschneidung der Daten gibt Aufschluss über die Entwicklung von Lebensräumen. So kann z.B. die zunehmende Dominanz von Pfeifengras im Zuge der Verbrachung von Feuchtflächen bzw. Störung von Mooren nachvollzogen werden. Die Untersuchung zeigt außerdem eine Ausdehnung der Trockenrasenbestände im Kartiergebiet Kauns auf und lässt etwa auch eine Zunahme von Hecken und Feldgehölzen erkennen.

Ein gewisses Ausmaß an Subjektivität bei der Abgrenzung und Zuordnung von Habitatflächen ist im Rahmen der Auswertung der Biotopkartierung zu beachten. So zeigt sich ein deutlicher Einfluss bei der festgestellten Entwicklung im Schutzgebiet innerhalb der Gemeinde Kauns sowie auch bei den erfassten Flächenverschiebungen der artenreichen Nasswiesen in Fieberbrunn. Unterschiede in der Klassenzuweisung, bedingt durch eine Weiterentwicklung des Kartierschlüssels, erwiesen sich außerdem als ein Faktor der zu berücksichtigen ist. Durch diese beiden Faktoren bedingt (Subjektivität, Unterschiede im Kartierschlüssel) erbrachte die Quantifizierung der landschaftlichen Vielfalt mittels *Shannon Diversity Index* keine aussagekräftigen Resultate. Folgen von Strukturänderungen für die Biodiversität können also daraus nicht direkt abgeleitet werden. Im Zuge einer weiteren Anwendung könnte untersucht werden ob der *Simpson's Diversity Index* eine bessere Eignung zur Analyse der Veränderungen anhand der Biotopkartierungsdaten aufweist. Jedoch wird angenommen, dass eine Verwendung der Diversitätsindices grundsätzlich besser zu einem groben Vergleich von unterschiedlichen Gebieten geeignet ist.

Im Zuge zukünftiger Auswertungen wird eine zusätzliche Betrachtung des *Proximity Index* auf Patchebene als wertvoll erachtet und hinsichtlich der wahrgenommenen

deutlichen Aggregation durch die Mittelwertbildung des *Mean Proximity Index* befürwortet. Die zerstreute Anordnung der neu ausgewiesenen Trockenrasenhabitate in Kauns trägt, trotz einer deutlichen Zunahme der Patchzahlen und Gesamtfläche, nicht zu einer Verbesserung der mittleren Eingebundenheit bei. Dies begründet das Potential einer Bewertung der Verbundsituation der Einzelflächen im Hinblick auf eine Verbundplanung. So kann möglicherweise durch eine entsprechende Koordinierung der Entwicklung die Vernetzung der Schutzgebietsteilflächen in der Gemeinde Kauns verbessert werden.

Im Hinblick auf eine räumliche Identifikation von relevanten Veränderungen mit gravierenden Umweltauswirkungen könnte in einem weiteren Schritt, die auf der Verschneidung der Datensätze basierende Matrix der Flächenveränderungen, hinsichtlich Größe und Richtung der Entwicklung weiter aggregiert werden um deutliche Veränderungen etwa im Grad der Naturnähe aufzuzeigen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die vorliegende Auswertung der Kartierung Hinweise auf strukturelle Veränderungen mit Auswirkung auf den ökologischen Zustand von Habitaten liefert und damit als Grundlage für eine naturschutzfachliche Bewertung der Biotopentwicklung dienen kann. Darauf aufbauend kann die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen deutlich werden.

8. Literatur

- Alard, D. & Poudevigne, I. (1999): Factors controlling plant diversity in a rural landscape: a functional approach. *Landscape and Urban Planning* 46, 29–39.
- Alexandridis, T.K., Lazaridou, E., Tsirika, A. & Zalidis, G.C. (2009): Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece. *Journal of Environmental Management* 90, 2243–2251.
- Aune, K., Jonsson, B.G. & Moen, J. (2005): Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biological Conservation* 124, 89–95.
- Bailey, D., Herzog, F., Augenstein, I., Aviron, S., Billeter, R., Szerencsits, E. & Baudry, J. (2007): Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. *Ecological Indicators* 7, 692–709.
- Bender, D.J., Contreras, T.A. & Fahrig, L. (1998): Habitat Loss and Population Decline: A Meta-Analysis of the Patch Size Effect. *Ecology* 79, 517.
- Bennett, A.F. (2003): *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., et al. (2008): Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study: Biodiversity in European Agro-ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45, 141–150.
- Blab, J. (1986): *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. Kilda-Verlag, Bonn - Bad Godesberg.
- Blaschke, T. (1999): Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potential und Probleme. In: Walz, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur für Umweltmonitoring und Raumplanung*. IÖR-Schriften, Dresden, 9–24.
- Blaschke, T. (2006): The role of the spatial dimension within the framework of sustainable landscapes and natural capital. *Landscape and Urban Planning* 75, 198–226.
- Blassnig, K. (2009): *Biotopkartierung der Gemeinde Kauns*. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- Bock, M., Rossner, G., Wissen, M., Remm, K., Langanke, T., Lang, S., Klug, H., Blaschke, T. & Vrščaj, B. (2005a): Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators* 5, 322–338.
- Bock, M., Xofis, P., Mitchley, J., Rossner, G. & Wissen, M. (2005b): Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales – Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. *Journal for Nature Conservation* 13, 75–89.
- Buchner, A. & Hofbauer, W. (1995): *Biotopkartierung der Gemeinde Kauns*. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.

- Cushman, S.A., McGarigal, K. & Neel, M.C. (2008): Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8, 691–703.
- EEA (2009): Progress towards the European 2010 biodiversity target. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2010a): The European environment - state and outlook 2010: land use. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2010b): The European environment - state and outlook 2010: synthesis. European Environment Agency, Copenhagen.
- Farina, A. (2006): Principles and methods in landscape ecology: Toward a Science of Landscape. Springer, Dordrecht.
- Filip, C., Richter, K. & Pietsch, M. (2008): Biototypenvielfalt = Lebensraumvielfalt? – eine kritische Beleuchtung GIS-gestützter Raumdiversitätsanalysen aus artengruppenspezifischer Sicht. In: Strobl, J., Blaschke, T. & Griesebner, G. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2008 - Beiträge zum 20. AGIT-Symposium Salzburg*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, 534–543.
- Forman, R.T.T. (1995): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. (1986): *Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frondoni, R., Mollo, B. & Capotorti, G. (2011): A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy): Spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. *Landscape and Urban Planning* 100, 117–128.
- Geneletti, D. (2004): Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5, 1–15.
- Geri, F., Amici, V. & Rocchini, D. (2010): Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography* 30, 370–379.
- Gimona, A., Messenger, P. & Occhi, M. (2009): CORINE-based landscape indices weakly correlate with plant species richness in a northern European landscape transect. *Landscape Ecology* 24, 53–64.
- Grabner, S. (2013): Biotopkartierung der Gemeinde Fieberbrunn. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- Gustafson, E.J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1, 143–156.
- Herzog, F. & Lausch, A. (2001): Supplementing Land-Use Statistics with Landscape Metrics: Some Methodological Considerations. *Environ Monit Assess* 72, 37–50.
- Hof, A., Mörtl, B. & Schmitt, T. (2010): GIS-gestützte Landschaftsstrukturanalyse der Auswirkungen des Flächenverbrauchs in der Gemeinde Calvià, Mallorca. In: Strobl, J., Blaschke, T. & Griesebner, G. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2010 - Beiträge zum 22. AGIT-Symposium Salzburg*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, 622–631.

- Hofbauer, W., Buchner, A. & Silberberger, I. (1996): Biotopkartierung Tirol: Kartographische Auswertung und Darstellung der Ergebnisse. *Sauteria* 8, 93–98.
- Honnay, O., Piessens, K., Van Landuyt, W., Hermy, M. & Gulinck, H. (2003): Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning* 63, 241–250.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., et al. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35.
- JOOSS, R. (2006): Planungsorientierte Abbildung tierökologischer Verbundräume zur Auswahl von Vorranggebieten. Validierungsansätze und Anwendung im Rahmen des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“. In: Kleinschmit, B. & Walz, U. (Hrsg.): *Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Band S 19*. Universitätsverlag der TU Berlin, Berlin, 30–46.
- Kiel, S. & Albrecht, K. (2004): Großräumige Landschaftsbewertung mit landscape metrics im Praxistest – ein Methodenvergleich. In: Strobl, J., Blaschke, T. & Griesebner, G. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2004 - Beiträge zum 16. AGIT-Symposium Salzburg*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, 323–332.
- Klug, H., Langanke, T. & Lang, S. (2003): IDEFIX-Integration einer Indikatorendatenbank für landscape metrics in ArcGIS 8. x. *Angewandte Geografische Informationsverarbeitung XV*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, 224–233.
- Landesgesetzblatt (2005): Tiroler Naturschutzgesetz 2005 – TNSchG 2005. LGBl. Nr. 26/2005. https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/umweltrecht/Naturschutz/LGBl_26_2005.pdf (Zugriff: 2014-08-02).
- Landesgesetzblatt (2006): Tiroler Naturschutzverordnung 2006. LGBl. Nr. 39/2006. https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/umweltrecht/Naturschutz/LGBl_39_2006.pdf (Zugriff: 2014-08-02).
- Landmann, A. (2011): Amphibien im Bezirk Kitzbühel, Tirol. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- Lang, S. & Blaschke, T. (2007): *Landschaftsanalyse mit GIS*. Ulmer, Stuttgart.
- Lang, S. & Tiede, D. (2003): vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. <http://downloads2.esri.com/campus/uploads/library/pdfs/68464.pdf> (Zugriff: 2012-12-08).
- Lang, S., Langanke, T., Klug, H. & Blaschke, T. (2002): Schritte zu einer zielorientierten Strukturanalyse im Natura2000-Kontext mit GIS. *Angewandte Geografische Informationsverarbeitung XIV*. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, 302–307.
- Langanke, T., Rossner, G., Vrs̃čaj, B., Lang, S. & Mitchley, J. (2005): Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. *Journal for Nature Conservation* 13, 101–114.
- Lausch, A. & Herzog, F. (2002): Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2, 3–15.

- Lederbogen, D. & Bortenschlager, S. (1996): Biotopkartierung Tirol: Stand und Methodik. *Sauteria* 8, 147–156.
- Levins, R. (1970): Extinction. In: Gerstenhaber, M. (Hrsg.): *Some Mathematical Problems in Biology*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.
- Martínez, S., Ramil, P. & Chuvieco, E. (2010): Monitoring loss of biodiversity in cultural landscapes. New methodology based on satellite data. *Landscape and Urban Planning* 94, 127–140.
- McGarigal, K. (2002): Landscape pattern metrics. In: El-Shaarawi, A.H. & Piegorsch, W.W. (Hrsg.): *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons, Chichester, England, 1135–1142.
- McGarigal, K. (2014): FRAGSTATS Help. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> (Zugriff: 2014-08-31).
- McGarigal, K. & Marks, B.J. (1995): FRAGSTATS - Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf> (Zugriff: 2014-08-26).
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Island Press, Washington, DC.
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrabka, T. & Grabherr, G. (2002): Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *17*, 657–669.
- Olsen, L.M., Dale, V.H. & Foster, T. (2007): Landscape patterns as indicators of ecological change at Fort Benning, Georgia, USA. *Landscape and Urban Planning* 79, 137–149.
- O'Neill, R.V. & Hunsaker, C.T. (1997): Monitoring environmental quality at the landscape scale. *BioScience* 47, 513–519.
- Pietsch, M. & Richter, K. (2008): Diversitätsanalysen unter Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen als naturschutz-fachliche Bewertungsgrundlage. *Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII* 161.
- Plachter, H. (1991): *Naturschutz*. UTB für Wissenschaft, G. Fischer, Stuttgart, Jena.
- Renetzeder, C., Schindler, S., Peterseil, J., Prinz, M.A., Mürcher, S. & Wrabka, T. (2010): Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. *Ecological Indicators* 10, 39–48.
- Schindler, S., Poirazidis, K. & Wrabka, T. (2008): Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators* 8, 502–514.
- Schindler, S., Wrabka, T., Peterseil, J. & Pollheimer, M. (2009): Importance of corridors in Austrian agricultural landscapes for local biodiversity. In: Breuste, J., Kozová, M. & Finka, M. (Hrsg.): *European Landscapes in Transformation: Challenges for Landscape Ecology and Management*. Univ. of Salzburg [u.a.], Salzburg (Austria), Bratislava (Slovakia).
- Shaffer, M.L. (1981): Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31, 131–134.

- Steinhardt, U., Blumenstein, O. & Barsch, H. (2012): Lehrbuch der Landschaftsökologie. Spektrum Akademischer Verlag GmbH.
- Townsend, P.A., Lookingbill, T.R., Kingdon, C.C. & Gardner, R.H. (2009): Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Remote Sensing of Environment* 113, 1410–1420.
- Turner, M.G. (1989): LANDSCAPE ECOLOGY: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology & Systematics* 20, 171–197.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. & O'Neill, R.V. (2001): Landscape ecology in theory and practice pattern and process. Springer, New York.
- United Nations (1992): Convention on Biological Diversity.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R. & Mander, Ü. (2009): Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research* 3, 1–28.
- Uuemaa, E., Mander, Ü. & Marja, R. (2013): Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators* 28, 100–106.
- Verburg, P.H., van Berkel, D., Willemsen, L. & Gulickx, M. (2009): Exploration of the influence of land use and land cover change on landscape functions. In: Breuste, J., Kozová, M. & Finka, M. (Hrsg.): *European Landscapes in Transformation: Challenges for Landscape Ecology and Management*. Univ. of Salzburg [u.a.], Salzburg (Austria), Bratislava (Slovakia).
- Walz, U. (2004): Landschaftsstrukturmaße - Indizes, Begriffe und Methoden. In: Walz, U., Lutze, G., Schultz, A. & Syrbe R.-U. (Hrsg.): *Landschaftsstruktur im Kontext von Naturräumlicher Vorprägung und Nutzung - Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen*. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden (IÖR), 15–27.
- Walz, U. (2006): Landschaftsstruktur - zwischen Theorie und Praxis. In: Kleinschmit, B. & Walz, U. (Hrsg.): *Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Band S 19*. Universitätsverlag der TU Berlin, Berlin, 4–17.
- Walz, U. (2008): Monitoring of landscape change and functions in Saxony (Eastern Germany)—Methods and indicators. *Ecological Indicators* 8, 807–817.
- Walz, U. (2011): Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. *Living Rev. Landscape Res.* 5.
- Walz, U. & Syrbe, R.-U. (2013): Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators* 31, 1–5.
- Walz, U., Syrbe, R.-U., Lausch, A. & Donner, R. (2001): Erfassung und ökologische Bedeutung der Landschaftsstruktur. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33, 101–105.
- Zebisch, M. (2002): Vom Landschaftsmuster zur ökologischen Bewertung. <http://www.lapla-net.de/texte/2002/zebisch/zebisch.pdf> (Zugriff: 2013-01-28).
- Zebisch, M. (2004): Modellierung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Landschaftsmuster und Biodiversität. Dissertation. Technische Universität Berlin.

9. Anhang

Tab. A I: Lebensraumtypen der Biotopkartierung Tirol

ABS	Block- und Schutthalde
ABSK	Karbonathaltige Schutthalde
ABSS	Silikathaltige Schutthalde
AFV	Felsvegetation
AFVF	Kalkfelsen mit Felsspaltenvegetation
AFVK	Felsvegetation auf karbonathaltigem Felsen
AFVS	Felsvegetation auf silikathaltigem Felsen
AGH	Grünerlengebüsche, Hochstaudenfluren
AGL	Gletscher, Eisfläche
AKB	Krummholzbestand
AKBMH	Latschengebüsch auf Kalk mit Behaarter Alpenrose
AKG	Kryptogamengesellschaft
ANS	Biotop der Nivalen Stufe
ARS	Rasen
ARSK	Rasen auf Karbonatgestein
ARSS	Bodensaure Rasen
ASB	Schneeböden
ASBK	Schneeböden auf Karbonatgestein
ASBS	Schneeböden auf Silikatgestein
AZH	Zwergstrauchheiden
BKA	Biotopkomplex alpin
BKF	Biotopkomplex Feuchtgebiet
BKS	Biotopkomplex Schlucht
BKW	Biotopkomplex Waldgesellschaft
FGR	Großröhrichte
FGS	Großseggenrieder
FHM	Hochmoorvegetation, gehölzfrei
FHMSA	Aufforstung in Hochmoor
FHS	Hochstaudenfluren
FKS	Kleinseggenrieder
FKSN	Kalkreiche Niedermoore
FMB	Moor- und Bruchwälder
FMBA	Schwarzerlenbruch
FMBB	Birken-Weidenbruch
FMBF	Fichtenmoorbruch
FMBP	Latschen-, Spirkenhochmoore
FMBS	Weiden-Faulbaum-Gebüsche
FNW	Artenreiche Nasswiesen
FPW	Pfeifengraswiese
FUM	Übergangs- und Schwingrasenmoore
GQ	Quellfluren
GQK	Kalkquellflur
GQS	Silikatquellflur
GV	Vegetation naturnaher Gewässer
GVO	Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer
GVR	Flüsse der planaren bis montanen Stufe
MBF	Brachfläche
MFG	Feldgehölze
MKB	Kammgrasweiden, Borstgrasrasen
MKBI	eutrophierte Weideflächen, Güllung, Schipisten

MLE	Landwirtschaftliche Extensivfläche
MLEA	Magere Flachlandmähwiesen
MLF	Lesesteinhaufen, Feldmauern
MMB	Bergmähwiesen
MMR	Trockene Magerrasen
MMRK	Magerrasen auf Karbonatgestein
MMRKJ	Formationen von <i>Juniperus communis</i> auf Kalkheiden und -rasen
MMRS	Bodensaure Magerrasen
MPB	Anthropogene Pionierbiotope
MSF	Sonderflächen (z.B. Sportplatz)
MSW	Streuobstwiesen
MWR	Arten- und strukturreiche Waldränder
SA	Aufforstung, Plantage
SG	Geologische / geomorphologische Besonderheit
SJ	Waldjungwuchs
SK	Kahlfäche, Schlagflur, Windwurf
SV	Vegetationsfreie, -arme Gewässer
SZ	Ausschl. zoologisch bedeutsame Biotope
WB	Buchenreiche Wälder
WBA	Buchen-Tannenwald
WBF	Buchenwälder
WBK	Buchenwald auf karbonatreichem Untergrund
WBP	Fichten-Tannen-Buchenwald
WBPA	Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und <i>Rumex arifolius</i>
WBPL	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)
WBPO	Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (Cephalanthero-Fagion)
WBPW	Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum)
WBS	Silikat-Buchenwälder
WBT	Steilhang-Eiben-Buchenwald
WH	Hartholz-Auwälder
WHL	Laubholz-Auwälder
WHLF	Eschen-Auwald
WHLP	Eschen-Pappel-Auwald
WHLQ	Eichen-Ulmen-Auwald
WHLU	Eschen-Ulmen-Auwald
WHN	Nadelholz-Auwälder
WHNP	Kiefern-Auwald
WL	Laub-, Laubmischwälder
WLAB	Grauerlen-Birken-Hangwald
WLAF	Bergahorn-Eschenwald
WLAP	Bergahornwald
WLAQ	Ahorn-Eichen-Mischwald
WLFE	Eschenwald
WLOF	Mannaeschen-Hopfenbuchenwald
WLQR	Eichenwald
WLTM	Linden-Mischwald
WLU	Schlucht- und Hangmischwälder
WLUF	Bergulmen-Eschenschluchtwald
WN	Nadelholzdominierter Wald
WNFF	Fichten-Föhrenwald
WNFW	Spirken-, Föhrenwald
WNFWF	Föhrenwald
WNFWS	Montaner und subalpiner <i>Pinus uncinata</i> -Wald (*auf Gips- und Kalksubstrat)
WNLA	Lärchenwiesen, -wald
WNLC	Lärchen-Zirbenwald

WNLN	Montaner und subalpiner Lärchenwald
WNLP	Lärchen-Fichtenwald
WNPA	Fichten-Tannenwald
WNPC	Zirbenwald
WNPW	Fichtenwald
WNPWA	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea)
WW	Weichholzaunen
WWA	Weichholz-Auwald
WWAE	Schwarzerlenau
WWAG	Grauerlenau
WWAS	Silberweidenau
WWB	Bachbegleitende naturnahe Gehölze
WWG	Gehölzfreie Au
WWW	Weiden-Auengebüsche
WWWO	Lavendelweidenau
WWWP	Purpurweidenau
WWWR	Reifweidengebüsch
WWWs	Schwarzweidengebüsch
WWWT	Weiden-Tamarisken-Gebüsch

Tab. A II: Verschneidung der Kartierungen in Fieberbrunn von 1996 und 2013. Matrix der Flächenveränderungen [ha] mit detaillierter Klasseneinteilung (NULL = kein Biotop).

	1996																			MSF									
	SA	ABS	AFV	AGH	AKB	ARSK	FGR	FGS	FHM	FHMSA	FHS	FKS	FMB	FMBA	FMBP	FMBS	FNW	FPW	GQ		GV	MBF	MFG	MKB	MLE	MLF	MPB	MSF	
ABS	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
AFV	0,13	0,01	0,26	0,00	0,16	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
AGH	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
AKB	0,00	0,05	0,05	0,00	0,34	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ARSK	0,11	0,55	0,20	0,09	0,02	33,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FGR	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,17	0,00	0,20	0,04	0,11	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FGS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,22	0,04	0,26	0,16	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FHM	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	12,56	0,25	0,00	0,47	0,16	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FHMSA	1,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	5,11	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FHS	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,40	0,14	0,52	0,00	4,72	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FKS	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	0,17	0,03	1,00	0,00	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FMB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FMBA	2,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,37	0,42	0,52	2,01	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FMBP	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,05	0,22	0,02	0,00	0,64	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FMBS	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,26	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FNW	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,23	0,02	0,76	0,00	5,42	10,25	0,06	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FPW	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,21	0,04	3,75	0,33	1,16	6,83	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GQ	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GV	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MBF	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MFG	1,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,41	0,14	1,15	0,00	1,86	1,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MKBI	1,79	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	21,83	0,01	0,21	0,73	0,00	3,68	17,68	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MLE	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MLF	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,10	0,03	0,77	2,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MSF	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MSW	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MWR	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SG	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SV	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,09	0,00	0,24	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WBK	0,04	0,00	0,18	0,00	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WBP	17,18	0,00	1,31	0,00	0,82	1,27	0,00	0,00	0,01	0,00	0,58	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WHN	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WLAB	1,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WLAF	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WLFE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WNLA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WNLP	0,12	0,19	0,02	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WNPA	234,82	0,00	0,05	0,08	0,01	0,54	0,00	0,17	3,80	3,12	7,29	10,24	0,17	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WNPW	39,53	0,05	0,00	0,00	0,00	0,69	0,23	0,04	1,45	1,76	0,78	0,86	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WWAG	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WWB	1,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,14	0,00	0,03	0,00	1,50	0,44	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WWG	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WWW	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,07	0,00	0,05	0,10	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NULL	5,10	0,00	0,00	0,01																									

Tab. A II: Fortsetzung.

	1996																			Summe						
	MSW	MWR	SG	SJ	SK	SV	WB	WBK	WBP	WL	WLAB	WLAF	WN	WNFF	WNLA	WNLN	WNLP	WNPA	WNPW	WM	WWAG	WWB	WWG	NULL	Summe	
ABS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	1,07	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	3,45
AFV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,12	1,92	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50
AGH	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	
AKB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,49	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,66	
ARSK	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	2,89	2,13	2,13	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	56,47	
FGR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	2,58	
FGS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,05	0,17	0,03	0,00	0,00	0,02	0,00	0,06	1,68	
FHM	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,12	0,01	0,00	0,00	0,03	1,32	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	16,72	
FHMSA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,32	
FHS	0,01	0,00	0,00	0,27	0,06	0,04	0,00	0,03	1,73	0,10	0,30	0,03	0,10	0,00	0,00	0,01	0,56	9,95	0,41	0,19	0,07	0,21	0,00	0,69	50,70	
FKS	0,00	0,00	0,00	0,18	0,02	0,01	0,00	0,00	0,75	0,00	0,30	0,00	0,13	0,00	0,00	0,14	0,61	4,44	0,02	0,00	0,00	0,18	0,00	5,22	67,27	
FMB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	
FMBFA	0,00	0,00	0,00	0,34	0,04	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	3,05	1,03	0,00	0,00	0,04	0,00	0,20	18,06	
FMBP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,13	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,32	
FMBSS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	
FNW	0,04	0,00	0,00	0,17	0,11	0,00	0,00	0,00	0,30	0,01	0,01	0,00	0,12	0,00	0,00	0,09	0,03	4,31	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	117,57	
FPW	0,00	0,00	0,00	0,27	0,07	0,01	0,04	0,00	0,25	0,00	0,20	0,00	0,04	0,03	0,00	0,01	0,31	3,63	0,13	0,00	0,00	0,06	0,00	1,88	38,21	
GQ	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	
GV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	
MBF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	2,35	
MFG	0,05	0,00	0,00	0,68	0,10	0,06	0,00	0,01	0,68	0,07	0,37	0,00	0,31	0,00	0,00	0,19	4,28	22,48	1,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,84	
MKB	0,04	0,00	0,01	1,23	0,30	0,25	0,12	0,32	11,81	0,13	0,51	0,11	1,67	0,00	0,04	0,29	6,30	22,48	0,86	0,00	0,02	0,99	0,03	11,68	415,33	
MKBI	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	
MLE	0,08	0,00	0,03	0,04	0,02	0,02	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01	3,44	0,31	0,00	0,00	0,29	0,00	26,84	61,60	
MLF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	
MSF	0,00	0,00	0,03	0,50	0,00	0,49	0,00	0,00	0,20	0,35	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00	0,00	0,17	3,65	0,54	0,00	0,65	0,08	0,01	2,88	25,00	
MSW	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	2,17	3,95	
MWR	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	1,44	
SG	0,00	0,00	1,03	0,03	0,00	0,10	0,00	0,00	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,73	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	3,50	
SV	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	12,75	0,09	0,00	2,02	0,09	0,00	0,06	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	3,56	0,51	0,00	1,02	2,77	1,37	0,73	27,82	
WBK	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	7,87	1,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	
WBP	0,00	0,14	0,20	1,73	1,28	1,13	3,57	1,41	330,49	2,74	0,28	0,08	0,99	0,00	0,38	0,04	7,46	80,41	4,05	0,00	0,00	1,43	0,24	2,75	470,49	
WHN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,73	1,19	0,00	1,01	0,27	0,00	0,00	3,86	
WLAB	0,00	0,00	0,10	0,44	0,00	0,07	0,00	0,00	5,04	0,00	5,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	16,85	0,16	0,00	0,00	0,27	0,00	1,28	39,73	
WLAF	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,04	0,12	2,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,00	0,00	0,07	0,07	0,00	0,11	4,19	
WLFE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,73	
WNLA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	
WNLP	0,00	0,00	0,06	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	2,73	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,25	20,73	5,79	0,28	0,00	0,00	0,02	0,00	0,69	36,01	
WNPA	0,02	0,17	0,14	6,07	8,53	1,44	0,23	1,93	33,90	0,00	2,76	0,02	4,93	0,00	0,00	0,00	4,90	94,122	9,04	0,00	0,82	1,14	0,25	11,71	1313,01	
WNPW	0,00	0,05	0,02	1,04	0,91	0,17	0,00	1,29	6,74	0,02	0,13	0,10	1,72	0,45	0,00	0,00	0,04	33,70	13,85	0,00	0,02	0,18	0,00	2,64	114,03	
WWAG	0,00	0,00	0,11	0,00	0,02	1,84	0,10	0,00	0,91	0,54	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,25	0,60	0,62	7,16	1,57	0,52	0,07	20,24	
WWB	0,06	0,00	0,07	0,35	0,31	3,80	0,01	0,00	4,74	0,09	0,03	0,03	0,26	0,00	0,00	0,63	0,93	12,17	0,08	0,00	0,05	19,88	0,13	8,06	60,33	
WWG	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,07	0,02	0,86	0,86	
WWW	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,05	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,86	
NULL	3,51	0,39	0,09	0,57	0,23	1,22	0,00	0,00	5,37	1,29	0,25	0,33	0,45	0,12	0,00	0,00	0,17	28,87	3,30	0,00	0,49	7,82	0,38	0,00	194,16	
Summe	4,91	0,84	1,95	15,25	12,06	24,05	4,40	13,23	416,58	5,46	11,43	3,32	11,66	0,60	0,72	1,58	46,91	1197,52	40,03	0,82	11,40	38,71	3,00	134,13		