



Eine ganzjährige avifaunistische Untersuchung auf unterschiedlich aufgearbeiteten Windwurfflächen

Volker Tiemeyer & Falko Drews

Kurzfassung: Im Januar 2007 hat der Orkan "Kyrill" im Wiehengebirge bei Melle (Landkreis Osnabrück) Windwurfflächen insbesondere im Fichten- beziehungsweise Fichten-Lärchenforst erzeugt. Mittels Linientaxierung wurde zwischen März 2009 und August 2010 die Avifauna auf sieben dieser Windwurfflächen ganzjährig untersucht. Die insgesamt 1.500 Meter Transektlänge konnte in drei unterschiedlich aufgearbeitete Flächen mit jeweils anderem "Naturnähe-Typ" (I-III) unterteilt werden.

Die Linientaxierung auf einem 50 m breiten Streifen hat sich als sinnvolle und handhabbare Erfassungsmethode herausgestellt. Insgesamt wurden 50 Vogelarten mit 1.618 Individuen registriert; das entspricht einer Gesamtabundanz von 1.080 Individuen pro Kilometer. Zaunkönig, Buchfink, Blau- und Kohlmeise hatten die höchste Stetigkeit, Erlenzeisig und Fichtenkreuzschnabel waren dominant. Während der Brutzeit wurden eine Rote Liste-Art (Wespenbussard) sowie 19 weitere, für den deutschen Brutvogel-Artenschutz prioritäre Arten, festgestellt. Die mittlere monatliche Artenzahl war zwischen Juli und September am höchsten, der Gesamtbestand erreichte im November sein Maximum.

Der extrem naturferne Typ III der aufgearbeiteten Windwurfflächen wird nur in geringer Dichte und Artenzahl besiedelt. Für den eher naturnahen Typ I wurden 45 Arten mit einer durchschnittlichen Stetigkeit von 23,4% registriert. Aufgrund des deutlichen Gradienten in Arten- und Individuenzahl zwischen den verschiedenen "Naturnähe-Typen" wurden Handlungsempfehlungen für den Umgang mit Windwurfflächen erarbeitet. Aus Sicht des Naturschutzes sollte im Wirtschaftswald nach einem Windwurfereignis die naturnahe Waldentwicklung einer intensiven Aufarbeitung der Fläche und des Bodens vorgezogen werden. Denn der Verbleib von Totholz und Wurzelstümpfen auf den Flächen, verknüpft mit einer eigendynamischen Entwicklung, hat einen positiven Effekt auf die Avifauna.

Abstract: In January 2007, the winter storm "Kyrill" caused windthrow areas in spruce and spruce-larch forests near Melle (Western Lower Saxony). The avifauna of seven of these windthrow areas was investigated throughout the whole year between March 2009 and August 2010 by transect mapping. The entire transect of 1,500 meters could be divided into three different reclaimed areas each with different "close to nature types" (I-III).

Line transect counts over a 50-meter wide strip have proved to be an appropriate and manageable ornithological observation method. Altogether, 50 bird species with 1,618 individuals were registered, corresponding to a total abundance of 1,080 individuals per kilometer. Wren, Chaffinch, Blue and Great Tit had the highest continuity, Eurasian Siskin and Red Crossbill were dominant. The European Honey Buzard was the only species on the Red List. Further 19 species of priority for the protection of the German breeding birds were registered. The highest mean monthly number of species was detected between July and September, while the population size as a whole reached its maximum in November.

The type III area, which is extremely far away from natural conditions, is populated only at low abundance and number of species. For the more natural type I, at least 45 species with an average continuity of 23,4% were recorded. Due to the significant gradients in the number of species and individuals between the different "close to nature types", recommendations for the management of windthrow areas were concluded. From a nature conservation perspective, a natural forest development should therefore be preferred, rather than an intensive reclaiming and soil cultivation after a windthrow event in managed forests. Biodiversity of bird species is promoted by leaving dead wood and root plates on the surface combined with the self-induced succession of areas cleared by storms.

Key words: avifauna, windthrow area, forest bird, biodiversity, nature conservation, transect mapping, species-habitat relationship

Autoren: Volker Tiemeyer und Dr. Falko Drews, Stiftung für Ornithologie und Naturschutz (SON), Mühlenstraße 47, D-49324 Melle, kontakt@son-net.de

1 Einleitung

Neben Bränden und Insektenmassenvermehrungen sind es hauptsächlich Stürme und Orkane, die als exogene Störkräfte die Struktur und das Ökosystem eines Waldes abrupt, in großem Umfang und nachhaltig beeinflussen können. Obwohl Frühjahrs- oder Herbststürme immer wieder zu kleinflächigen Windbrüchen in den mitteleuropäischen Waldlandschaften führen, sind es vor allem die überregional wirkenden Orkane, wie beispielsweise „Kyrill“ (2007), „Lothar“ (1999) oder „Wiebke“ (1990), die zu großflächigen und mitunter Landschaft prägenden Windwurfflächen beitragen. Prognosen sagen eine Häufung von Sturmereignissen voraus (Schelhaas et al. 2002 in Scherzinger 2006), sodass mit einem Anstieg von Windwürfen zu rechnen sein wird.

Windwurfflächen zählen zu den Naturereignisflächen und sind nicht nur aus avifaunistischer Sicht als besonders arten- und individuenreiche Phase der (natürlichen) Waldentwicklung einzustufen (Scherzinger 1996, Fischer 1998, Leder et al. 2005). Gatter und Schütt (2004) bezeichnen nicht aufgearbeitete Windwurfflächen, die aus Nadelwald hervorgegangen waren, als die Waldflächen Südwestdeutschlands mit der absolut höchsten Brutvogelartenzahl. Auch hinsichtlich Siedlungsdichte und Biomasse erreichten diese Flächen deutlich überdurchschnittliche Werte. Grundsätzlich wird seit langem auf die Bedeutung von Windwurfflächen für die Brutvogelwelt hingewiesen (z. B. Dierschke 1976, Wink 1995, Fischer 1998, Glutz von Blotzheim 2001). Gleichwohl geht Paul (2010) davon aus, dass Windwurfflächen, möglicherweise aufgrund der sich rasch verdichtenden

bodennahen Vegetation, für Arten, die auf Freistellen und auf thermophile Insekten angewiesen sind, kaum noch oder nur sehr kurzzeitig attraktiv sind. Auch sehr großflächige Windwurfflächen der Montanstufe stuft Glutz von Blotzheim (2001) als weniger bedeutsam für die Biodiversität ein.

Die Untersuchungen zur Avifauna von Windwurfflächen fokussieren sich auf Brutvogelkartierungen (z. B. Dierschke 1976, Glutz von Blotzheim 2001, Lang et al. 2003, Hohlfeld 2006, Seitz 2010) in unterschiedlichen Gebieten. Allerdings bestehen insbesondere für Wälder erhebliche Wissenslücken, vor allem bei den Singvögeln, zu Vorkommen und Häufigkeit außerhalb der Brutzeit (Melter & Zang 2002). So ist kaum bekannt, ob beispielsweise Windwurfflächen zu dieser Zeit eine Funktion als bedeutende Rastgebiete einnehmen. Dabei ist dieses lückenhafte Wissen nicht unwesentlich, weil der Waldflächenanteil solcher Lebensräume mitunter erheblich ist. Allein durch den Orkan „Kyrill“ sind in Nordrhein-Westfalen Windwurfflächen in einer Größenordnung von 50.000 Hektar entstanden, was einem Anteil an der Waldfläche von etwa 5 % entspricht (MUNLV 2010).

In Folge solcher Naturereignisse ist der Gestaltungsspielraum sehr groß. Für die forstwirtschaftliche Aufarbeitung und Wiederbestockung dieser Flächen bestehen sehr unterschiedliche Methoden: Die Bandbreite reicht von der Verwertung sämtlichen Holzes inklusive des Schlagabraums und der Wurzelteller mit sich anschließender Bodenbearbeitung und Wiederbepflanzung bis hin zu einem „Sich-selbst-überlassen“ der Fläche (Abb. 1-2).



Abb. 1: Extremste Art der Aufarbeitung einer Windwurffläche: Sämtliches Holz inklusive Schlagabraum und Wurzeltellern wurde entnommen und der Boden für eine Neukultivierung intensiv bearbeitet. Meller Berge, 12.05.2008.



Abb. 2: Sich selbst überlassene Windwurffläche. Melle, 06.05.2007.

Welche biologische Wertigkeit solche unterschiedlich aufgearbeiteten Windwurfflächen in einem norddeutschen Mittelgebirge mit Blick auf die Avifauna besitzen, soll im Rahmen dieses Beitrags auf sieben Probe­flächen mittels Transekt basierter Vogelzählungen untersucht werden. Dabei werden charakteristische Kennzahlen für drei unterschiedliche Aufarbeitungsmethoden von Windwurf­flächen miteinander verglichen und naturschutzfachliche Empfehlungen abgeleitet. Im Vordergrund steht die Frage­stellung, ob der Verbleib von Totholz und

Wurzeltellern auf den Flächen, verknüpft mit einer eigendynamischen Entwicklung, einen positiven Effekt auf die Vogelwelt hat.

Ein weiteres Ziel dieser Arbeit ist, mit einer ganzjährigen Erfassung der Vogelbestände den Kenntnisstand über die Avifauna von Windwurf­flächen im Allgemeinen zu erweitern und die Bedeutung von Windwurf­flächen für die Struktur- und Biodiversität im Wald herauszuarbeiten.

2 Material und Methoden

2.1 Probeflächen

Die sieben untersuchten Windwurf­flächen liegen im Wiehengebirge bei Melle (Landkreis Osnabrück). Fünf Teilflächen befinden sich in den Meller Bergen, zwei weitere im Kleinen und Großen Kellenberg (vgl. Tie­meyer et al. 2012).

Auf den Windwurf­flächen wurden Erfas­sungsstreifen (Transekte) nach folgenden Kriterien festgelegt: 100m Mindestlänge, 50m Mindestbreite, 150m Abstand zum nächstlie­genden Transekt, Berücksichtigung unter­schiedlicher Methoden der Aufarbeitung (max. eine pro Transekt) und möglichst aus­gewogenes Verhältnis dieser Aufarbeitungs­form, gute Erreichbarkeit, Ungestörtheit (Spaziergänger-Frequenz), nach Möglichkeit Windwurf­flächen angrenzend.

Alle sieben Windwurf­flächen (Tab.1) ent­standen im Januar 2007 durch den Orkan „Kyrill“ im Fichten- beziehungsweise Fichten­Lärchenwald. Auf sämtlichen Flächen wurde das Stammholz entnommen, die Flächen unterlagen allerdings einer unterschiedli­chen Folgenutzung.

Transekt 1 (Sonnenweg I)

Reich strukturierte Fläche mit räumlichem Nebeneinander von Naturverjüngung und liegendem, schwach dimensioniertem Totholz und Wurzeltellern. Vom vormals 55-jährigen Fichtenbestand ist nichts erhalten; im westlichen Teil bilden fünf Exemplare eine kleine Laubbaumgruppe. Der Trauben-Holunder

Tab. 1: Charakteristika der sieben untersuchten Transekte (n.e. = nicht erfasst).

Transekt	Länge [m]	Höhe [m ü. NN]	Quadrat	Aufnahmemonat	Baumschicht		Deckungsgrad [%]	
					Deckungsgrad [%]	Dominante Arten/Gattungen		
1 - Sonnenweg I	210	135-150	1	Juni 2009	0		40	
			2	Juni 2009	0		30	
2 - Sonnenweg II	140	135-150	1	Juni 2009	0		40	
			2	Juni 2009	0		30	
3 - Brachbrink I	160	130	1	Juni 2009	0		10	
			2	Juni 2009	0		10	
4 - Brachbrink II	160	135	1	Juni 2009	0		10	
			2	Juni 2009	0		0	
5 - Pracherbrink	250	140-165	1	Juni 2009	0		0	
			2	Juni 2009	0		10	
6 - Kl. Kellenberg	450	110-120	1	August 2010	0		10	
			2	August 2010	20	Eiche, Fichte	10	
			3	August 2010	0		60	
7 - Gr. Kellenberg	130	205	1	Juli 2010	30	Fichte, Lärche	10	
			2	Juli 2010	10	Fichte	0	

Tab. 1: Fortsetzung.

Vegetation			Struktur			
Strauchschicht	Krautschicht					
Dominante Arten/Gattungen	Deckungsgrad [%]	Dominante Arten/Gattungen	Schlagabraum	Wurzelteller (stehend)	Stubben bis 2 m	Stämme (tot, ganz)
Trauben-Holunder (<i>Sambucus racemosa</i> L.), Birke (<i>Betula spec.</i>)	60	n.e.	+	+	-	-
Birke, Trauben-Holunder	70	n.e.	+	+	-	-
Birke, Trauben-Holunder	90	n.e.	+	-	-	-
Trauben-Holunder, Birke	90	n.e.	+	+	-	-
Eiche (<i>Quercus spec.</i>)	80	n.e.	-	-	-	-
Eiche	80	n.e.	-	-	-	-
Zitter-Pappel (<i>Populus tremula</i> L.), Berg-Ahorn (<i>Acer pseudo-platanus</i> L.)	80	Roggen (<i>Secale cereale</i> L.), Rot-Buche, Lärche	-	-	-	-
	80	Roggen, Rot-Buche, Lärche, Ginster (<i>Genista spec.</i>)	-	-	-	-
	80	Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco)	+	-	-	-
Schwarzer Holunder (<i>Sambucus nigra</i> L.), Rot-Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	90	Fichte	+	-	-	-
Schwarzer Holunder	100	Adlerfarn (<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn), Distel (Carduoideae), Weidenröschen (<i>Epilobium spec.</i>)	+	-	-	-
Rot-Buche	90	Adlerfarn, Himbeere (<i>Rubus idaeus</i> L.), Distel	+	-	+	-
Kirsche (<i>Prunus spec.</i>), Ahorn (<i>Acer spec.</i>), Rot-Buche	90	Adlerfarn, Brombeere (<i>Rubus sectio Rubus</i>)	+	-	-	-
Lärche (<i>Larix spec.</i>), Fichte (<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.)	100	Adlerfarn, Gräser (Poales)	+	+	-	+
	90	Adlerfarn	+	-	+	-

(*Sambucus racemosa*) erreicht innerhalb der Strauchschicht einen Anteil von rund 50%. Das westliche Ende des Transekts befindet sich 45 m vom Waldrand entfernt. Die Fläche wird im Rahmen eines Stiftungsprojekts der eigendynamischen Entwicklung überlassen (vgl. Tiemeyer & Drews 2009). Angrenzende Waldbeziehungsweise Biotoptypen (angegeben ist der Prozentanteil von der Randlinienlänge des Erfassungstreifens): 80% Windwurffläche, 10% Buchenhochwald, 10% Eichenhochwald.

Transekt 2 (Sonnenweg II)

Gleiche Charakteristik wie Transekt I. Der Trauben-Holunder erreicht innerhalb der Strauchschicht nur einen Anteil von rund 40%. In der Baumschicht stocken zwei kleinere Gruppen aus jeweils vier beziehungsweise fünf Laubbäumen und einer Fichte (*Picea abies*). Die kürzeste Entfernung zum Waldrand beträgt am westlichen Ende des Transekts 35 m. Die Fläche wird im Rahmen eines Stiftungsprojekts der eigendynamischen Entwicklung überlassen (vgl. Tiemeyer & Drews 2009). Angrenzende Flächen: 60% Windwurffläche, 40% Rot-Buchen- beziehungsweise Eichen-Rot-Buchenhochwald.

Transekt 3 (Brachbrink I)

Fläche bis auf den Mineralboden vollständig geräumt. 2008 wurde mit rund 90% Eichen (*Quercus spec.*) und rund 10% Hainbuchen (*Carpinus betulus*; Heisterpflanzen) aufgeforstet. In der kargen Strauchschicht wachsen neben Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Birke (*Betula spec.*) und Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) auch fünf Trauben-Holunder. Das westliche Ende des Erfassungstreifens liegt rund 80 m von einer Waldlichtung entfernt. Angrenzende Flächen: 90% Windwurffläche, 10% Laubholzdickung.

Transekt 4 (Brachbrink II)

Ebenfalls komplett vom Sturmholz, vom Schlagabraum, von Wurzelteilern und auch überwiegend von der Streuschicht befreit. Im

Gegensatz zum Transekt 3 mit einer Roggen- einsaat „optimiert“ und um 2008 mit einjährigen Rot-Buchen und Lärchen (*Larix spec.*; zu je 50%) wieder bepflanzt. Die Fläche liegt im Bestand. Angrenzende Flächen: 90% Windwurffläche, 10% Laubholzdickung.

Transekt 5 (Pracherbrink)

Nahezu der gesamte Schlagabraum und die Wurzelteiler der vormals mit rund 40-jährigen Fichten und mit rund 30-jährigen Lärchen bestockten Fläche wurden überwiegend zu Wällen aufgeschichtet. 2008 wurde der gesamte Bereich mit Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) und Fichten aufgeforstet. In der Strauchschicht wachsen sehr vereinzelt Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) und Rot-Buchen, die aus Vorverjüngung stammen. Am nordwestlichen Ende des Erfassungstreifens, der rund 60 m vom Waldrand einer Lichtung entfernt liegt, stocken elf Rot-Buchen mit einem maximalen Brusthöhenumfang von 60 cm. Angrenzende Flächen: 90% Windwurffläche, 10% Fichten-Lärchen-Laubhochwald.

Transekt 6 (Kleiner Kellenberg)

Sehr heterogener Aufwuchs, sowohl was den vom Sturm unversehrt gebliebenen Altbestand als auch die in unterschiedlichen Jahren und unterschiedlichen Größen gepflanzten Laubbäume betrifft. Auffällig hoher Anteil Altfichten und -lärchen sowie ein kleines Eichenaltholz. Die Wurzelteiler und der Schlagabraum wurden zu Wällen aufgeschichtet. In der Strauchschicht sind vereinzelt Schwarzer Holunder und Trauben-Holunder zu finden. Die Erfassungstrecke verläuft im Gegensatz zu allen anderen Transekten auf einem Waldweg. Der Erfassungstreifen befindet sich im Bestand. Die angrenzenden Biotoptypen weisen eine ähnliche Heterogenität auf wie der Erfassungstreifen selbst. Rund 60% besitzen einen von Altbäumen durchsetzten, lichten Charakter, der Rest zeichnet sich durch Laubbaumjungwuchs mit einzelnen Lärchen aus.

Transekt 7 (Großer Kellenberg)

Freie Sukzession, einzelne vom Sturm verschonte Lärchen und Fichten sowie Wurzelteller, Schlagabraum und etwa drei liegende Totholzstämme. Keine Beeren tragenden Sträucher, allerdings üppige Naturverjüngung mit größtenteils Lärchen und Fichten. Die Fläche wird im Rahmen eines Stiftungsprojekts der eigendynamischen Entwicklung überlassen (vgl. Tiemeyer & Drews 2009). Angrenzende Flächen: 40% Windwurffläche, 40% Nadelhochwald mit Windwurfanteilen, 10% Fichtendickung, 10% Buchenhochwald.

Zur Charakterisierung der Vegetation wurden auf jedem Erfassungstreifen zwei 25x25 m-Quadrate (Ausnahme: längster Transekt 6, drei Quadrate) eingerichtet und der Deckungsgrad der Baum- (> 5 m), der Strauch- (1,5 - 5 m) und der Krautschicht (< 1,5 m) in 10%-Stufen geschätzt sowie dominante Pflanzenarten oder -gattungen erfasst (Tab. 1).

2.2 Datenerfassung

Alle Probeflächen wurden im Rahmen einer Linientaxierung untersucht (vgl. z. B. Bibby et al. 1995), von deren Grundlinie aus auf einem beidseits 25 m breiten Streifen die Vogelbestände erfasst wurden. Auf den Probeflächen 1-5 wurden während 26 Begehungen von Anfang März 2009 bis Ende Februar 2010, auf den Probeflächen 6 und 7 während 26 Begehungen von Anfang September 2009 bis Ende August 2010 sämtliche akustisch und/oder optisch wahrnehmbaren Vogelindividuen mit Bezug zur untersuchten Fläche (rastend beziehungsweise Nahrung suchend) auf einer Gesamtlänge von 1.500 m und 25 m links und rechts der Grundlinie erfasst. Die Zählstrecken wurden im Abstand von 14 Tagen in aller Regel in den (frühen) Vormittagsstunden langsam, ohne größere Unterbrechungen beziehungsweise längere Aufenthalte, abgegangen. Die Erfassungen in den Meller Bergen und im Kellenberg fanden während unterschiedlicher Tage statt. Der in geschlossenen Lebensräumen geforderte Mindestab-

stand von 150 m zwischen den Transekten (Bibby et al. 1995) wurde eingehalten. Die Erfassungsbereiche wurden ausgemessen und im Gelände markiert. Die Erfassungszeit in den Meller Bergen betrug insgesamt 20 Stunden und 48 Minuten. Für die beiden Transekte im Kellenberg lässt sich der Zeitaufwand nicht präzisieren, da die Zählungen Bestandteil eines räumlich größeren Erfassungsprogramms waren. Die Erfassungsgeschwindigkeit war jedoch auf allen Strecken nahezu gleich.

2.3 Auswertung und naturschutzfachliche Bewertung

Zur Beschreibung der Avizöosen wurden die Kenngrößen Artenzahl, Abundanz, Dominanz, Stetigkeit und Maximum verwendet (vgl. Bezzel 1982). Zudem wurde eine Bewertung anhand des Auftretens und der Häufigkeit von gefährdeten sowie für Deutschland prioritären Brutvogelarten vorgenommen (Denz 2003, Krüger & Oltmanns 2007). Als für den deutschen Brutvogel-Artenschutz prioritäre Art wurden die Vogelarten eingestuft, die von Denz (2003) in den Bedeutungsklassen „sehr hoch“, „hoch bis sehr hoch“ und „hoch“ geführt werden. Für beide Bewertungen wurden nur die Arten berücksichtigt, für die Registrierungen innerhalb der artspezifischen Wertungsgrenzen für Brutvögel nach Südbeck et al. (2005) vorlagen. Die Angaben beziehen sich auf Individuen unabhängig von ihrem Brutstatus.

Für die differenzierte Betrachtung und naturschutzfachliche Einstufung wurden die sieben untersuchten Flächen in drei Kategorien von Aufarbeitungsmethoden eingestuft und „Naturnähe-Typen“ gleichgesetzt:

Typ I – Unbearbeitet = eher naturnah

Der Schlagabraum ist unsortiert und die Wurzelteller sind an ihrem Ursprungsort. Vom Sturm mehr oder weniger unversehrt gebliebene Einzelbäume und/oder Baumgruppen stehen auf der Fläche. Die Bodenstruktur ist



Abb. 3-4: Transekt 1 und 7 - Sonnenweg I und Großer Kellenberg, Naturnähe-Typ I (Unbearbeitet). 17.09.2009, 01.05.2011.

anthropogen eher wenig gestört. Die Fläche wurde nicht wieder bepflanzt (Transekte 1, 2 und 7; 480 m; Abb. 3-4).

gruppen stehen auf der Fläche. Der Boden ist durch tiefe Spurrillen und mechanisch verwundeten Oberboden beeinflusst. Die Fläche wurde wieder bepflanzt (Transekte 5 und 6; 700 m; Abb. 5-6).

Typ II – Aufgeschichtete Wälle = bedingt naturnah

Der Schlagabraum und die Wurzelteller wurden größtenteils zu Wällen aufgeschichtet. Vom Sturm mehr oder weniger unversehrt gebliebene Einzelbäume und/oder Baum-

Typ III – Vollständig abgeräumt = extrem naturfern

Der Schlagabraum, die Wurzelteller und die vom Orkan unversehrt gebliebenen Bäume



Abb. 5-6: Transekt 5 und 6 - Pracherbrink und Kleiner Kellenberg, Naturnähe-Typ II (Aufgeschichtete Wälle). 22.04.2009, 01.06.2009.



Abb. 7-8: Transekt 3 und 4 - Brachbrink I und II - Naturnähe-Typ III (Vollständig abgeräumt). 14.05.2008, 17.06.2009.

wurden vollständig abgeräumt. Die Bodenstruktur ist deutlich gestört, der Mineralboden liegt fast auf der gesamten Fläche frei. Die Fläche wurde wieder bepflanzt (Transekte 3 und 4; 320 m; Abb. 7-8).

3 Ergebnisse

3.1 Avizönose von Windwurfflächen

Auf den sieben untersuchten Transekten mit einer Gesamtlänge von 1.500 Metern wurden insgesamt 50 Vogelarten im Verlauf eines Jahres nachgewiesen. Während der Brutzeit wurden 20 für den deutschen Brutvogel-Artenschutz prioritäre Arten festgestellt

(siehe Kap. 4.2.1). Bei 26 Begehungen konnten zusammen 1.618 Individuen festgestellt werden, was einer Abundanz von rund 1.080 Individuen je Kilometer entspricht (Tab. 2.).

Die mit hoher Stetigkeit anzutreffenden Arten waren Zaunkönig (23 von 26 Begehungen; 88,5%), Buchfink (22; 84,6%), Blaumeise (21; 80,8%) und Kohlmeise (20; 76,9%). Die durchschnittliche Stetigkeit über alle Arten betrug etwa 8 Begehungen beziehungsweise rund 31%. Die Avizönose der untersuchten Windwurfflächen dominieren die Arten Erlenzeisig (18,1%), mit einem Tagesmaximum von 83 Individuen, Fichtenkreuzschna-

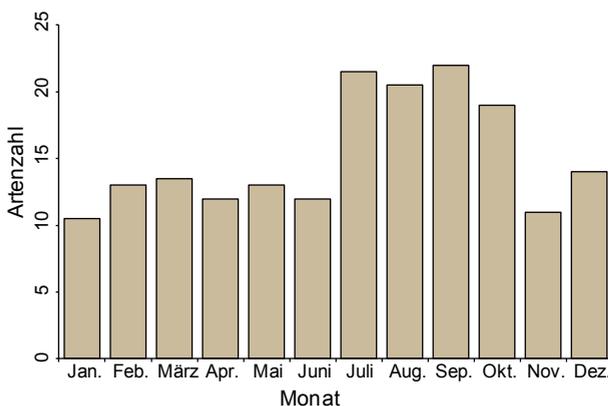


Abb. 9: Kumulierte Artenzahl (Monatsmittel) auf allen Transekten im Jahresverlauf.

Tab. 2: Gesamtartenliste der erfassten Vogelarten sowie Angaben zur Individuenzahl, Abundanz und Stetigkeit (n = 26 Begehungen).

Vogelart	Wissenschaftlicher Name	Individuen					
		Summe	Sum- me/1.000 m	Maximum	Dominanz [%]	Stetigkeit	Stetigkeit [%]
Jagdfasan	<i>Phasianus colchicus</i>	12	8	3	0,74	7	26,92
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	2	1,3	1	0,12	2	7,69
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	3	2	1	0,19	3	11,54
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	11	7,3	2	0,68	9	34,62
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	2	1,3	1	0,12	2	7,69
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	1	0,7	1	0,06	1	3,85
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	17	11,3	9	1,05	7	26,92
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	4	2,7	3	0,25	2	7,69
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	34	22,7	6	2,1	17	65,38
Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>	1	0,7	1	0,06	1	3,85
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	10	6,7	3	0,62	5	19,23
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	4	2,7	2	0,25	3	11,54
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	2	1,3	1	0,12	1	3,85
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	53	35,3	5	3,28	21	80,77
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	57	38	5	3,52	20	76,92
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	3	2	2	0,19	2	7,69
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	20	13,3	5	1,24	10	38,46
Sumpfmehse	<i>Parus palustris</i>	23	15,3	5	1,42	13	50
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	13	8,7	2	0,8	10	38,46
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	21	14	16	1,3	3	11,54
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>	37	24,7	37	2,29	1	3,85
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	23	15,3	22	1,42	2	7,69
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	6	4	2	0,37	5	19,23
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	77	51,3	10	4,76	14	53,85
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	101	67,3	19	6,24	13	50
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	8	5,3	3	0,49	6	23,08

		Individuen					
Vogelart	Wissenschaftlicher Name	Summe	Sum- me/1.000 m	Maximum	Dominanz [%]	Stetigkeit	Stetigkeit Stetigkeit [%]
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	22	14,7	6	1,36	8	30,77
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	21	14	5	1,3	12	46,15
Sommeregoldhähnchen	<i>Regulus ignicapilla</i>	1	0,7	1	0,06	1	3,85
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	23	15,3	5	1,42	12	46,15
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	1	0,7	1	0,06	1	3,85
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	18	12	2	1,11	13	50
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	144	96	15	8,9	23	88,46
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	19	12,7	13	1,17	5	19,23
Amsel	<i>Turdus merula</i>	41	27,3	5	2,53	17	65,38
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	7	4,7	2	0,43	6	23,08
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	2	1,3	2	0,12	1	3,85
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	35	23,3	7	2,16	14	53,85
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	63	42	9	3,89	15	57,69
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	8	5,3	3	0,49	6	23,08
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	2	1,3	2	0,12	1	3,85
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	71	47,3	15	4,39	22	84,62
Bergfink	<i>Fringilla montifringilla</i>	9	6	8	0,56	2	7,69
Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	9	6	4	0,56	4	15,38
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	18	12	7	1,11	11	42,31
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	236	157,3	50	14,59	19	73,08
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	1	0,7	1	0,06	1	3,85
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	14	9,3	11	0,87	3	11,54
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	293	195,3	83	18,11	14	53,85
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	15	10	5	0,93	7	26,92
Σ		1.618	1.078,7		100		
Mittelwert			21,57	8,58		7,96	30,62
Median			9,65	5		6	23,08

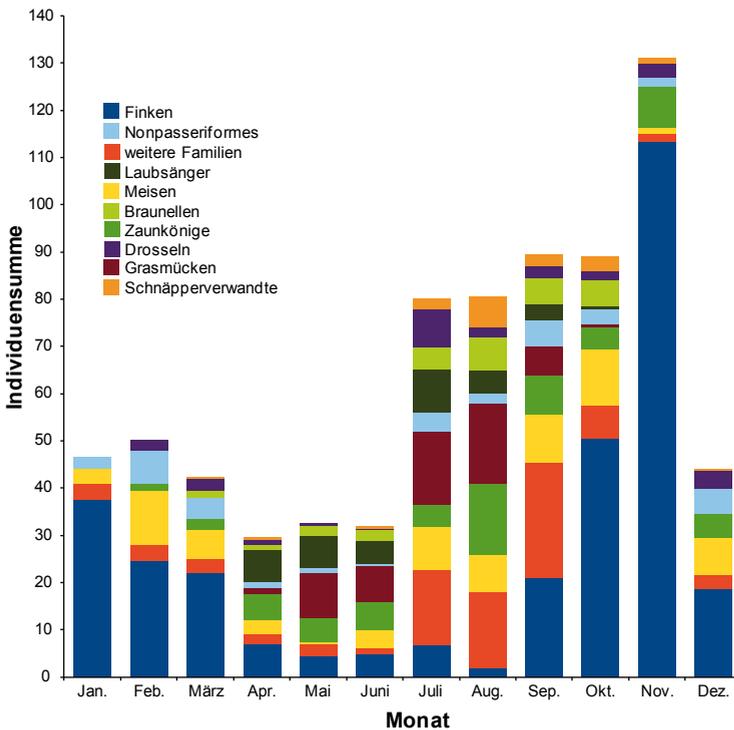


Abb. 10: Individuensumme (Monatsmittel) auf allen Transekten im Jahresverlauf.

bel (14,6%, maximal 50 Individuen), Zaunkönig (8,9%, maximal 15 Individuen) und Mönchsgrasmücke (6,2%, maximal 19 Individuen).

Die mittlere monatliche Artenzahl war von Juli bis September am höchsten und im Januar am geringsten (Abb. 9). Die mittlere monatliche Individuenzahl erreichte von Juli bis Oktober nahezu konstant hohe Werte. Das Maximum wurde im November festgestellt. Diese maximalen Bestände rekrutieren sich hauptsächlich aus den schwarmbildenden Arten Fichtenkreuzschnabel und Erlenzeisig. Von April bis Juni konnten auffällig niedrige Rastbestände registriert werden (Abb. 10).

Mit über 300 Individuen im Jahresverlauf sind die Finken die dominante Familie der Windwurfflächen. Diese sind insbesondere über das Winterhalbjahr präsent und dominieren trotz geringer Artenzahl im November.

3.2 Gegenüberstellung der Aufarbeitungsmethoden

Die Gegenüberstellung der drei untersuchten „Naturnähe-Typen“ (Typ I - III) zeigt, dass mit 45 von 50 Vogelarten der Typ I (eher naturnah) am artenreichsten ist. Trotz eines längeren Transekts ist die Artenzahl für Typ II (bedingt naturnah, 39 Arten) geringer als für Typ I und am geringsten für Typ III (extrem naturfern, 14 Arten) (Tab.3). Dieses spiegelt sich auch im jahreszeitlichen Auftreten wider (Abb. 11).

Mit 908 Individuen konnte auf dem Transekt Typ II mehr als die Hälfte aller insgesamt erfassten Vögel registriert werden. Bei einem direkten Vergleich der Individuenzahl je Kilometer dominiert hingegen wieder Typ I vor Typ II und Typ III. Typ III ist mit sehr deutlichem Abstand der individuenärmste Transekt (Tab.3). Der jahreszeitliche Vergleich der absoluten Individuenzahlen verdeut-

Tab. 3: Gegenüberstellung der Vogelartenzahl und Häufigkeit nach drei unterschiedlichen, forstlichen Windwurf-Aufarbeitungsmethoden („Naturnähe-Typen“ I-III).

	Typ		
	I (480 m)	II (700 m)	III (320 m)
Artenzahl	45	39	14
Individuensumme	669	908	41
Ind./1000 m	1.393,75	1.297,1	128,1
Arten/100 m	9,38	5,57	4,38
Anzahl Rote Liste (RL)-Arten	0	1	0
RL-Arten/100 m	0	0,14	0
RL-Individuen	0	1	0
RL-Ind./1.000m	0	1,4	0
Anzahl prioritäre Arten	13	17	2
Prioritäre Arten/100 m	2,71	2,43	0,63
Individuen prioritäre Arten	78	109	8
Individuen prioritäre Arten/1.000 m	162,5	155,7	25

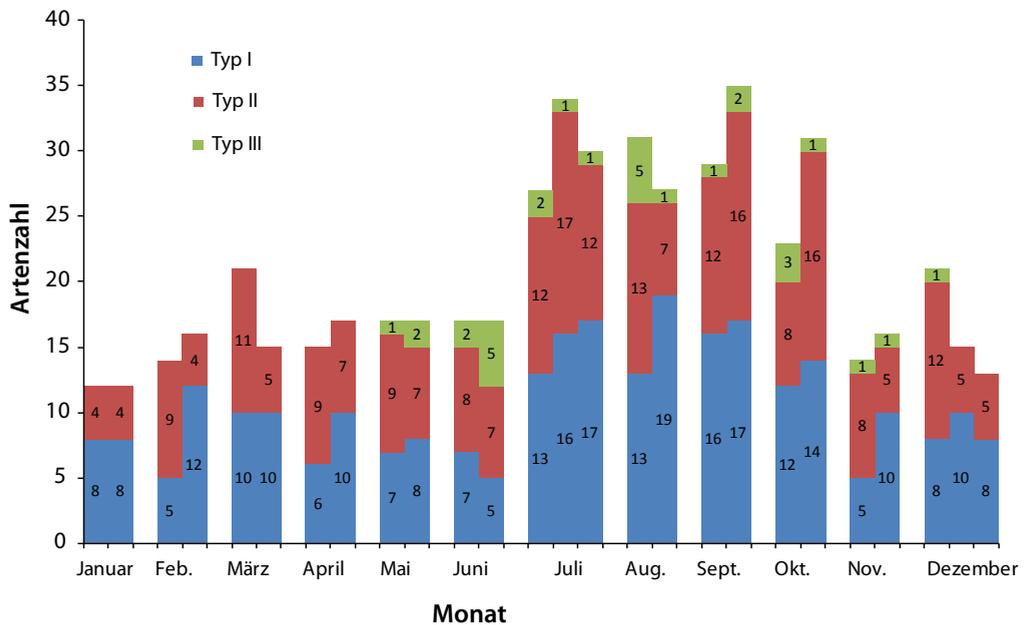


Abb. 11: Artenzahl auf den Flächen unterschiedlicher Naturnähe-Typen (I – Unbearbeitet, II – Aufgeschichtete Wälle, III – Vollständig abgeräumt) im Jahresverlauf.

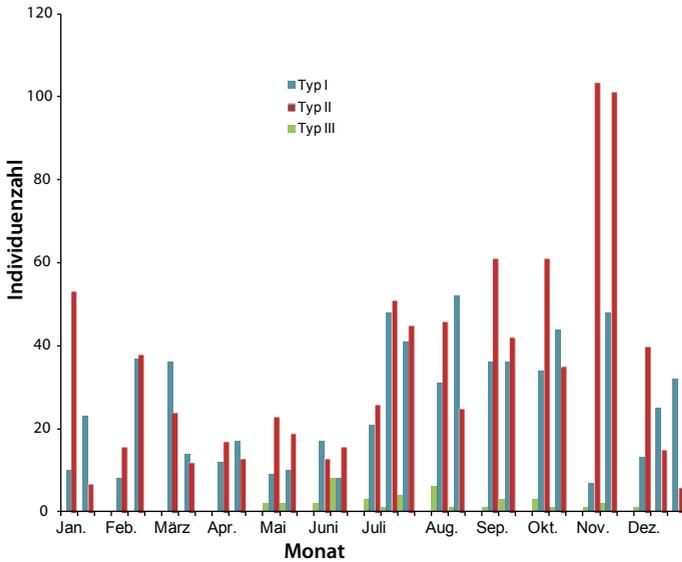


Abb. 12: Absolute Individuenzahlen auf den Flächen unterschiedlicher Naturnähe-Typen (I – Unbearbeitet, II – Aufgeschichtete Wälle, III – Vollständig abgeräumt) im Jahresverlauf.

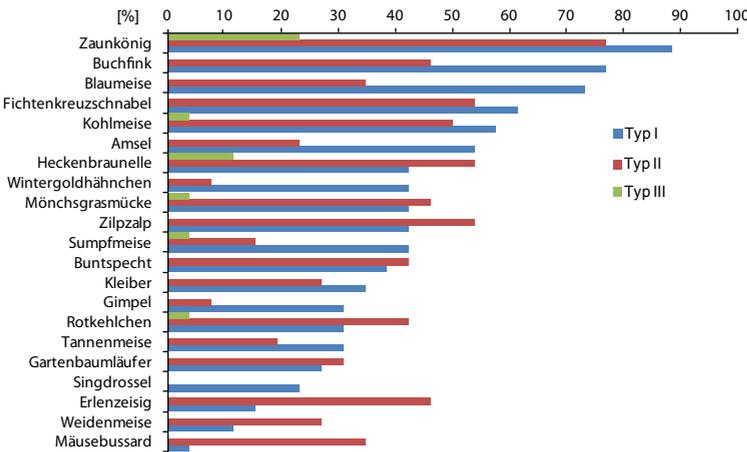


Abb. 13: Stetigkeit (%) häufig auftretender Vogelarten (Stetigkeit für einen Flächen-Typus mindestens 20%) auf den Flächen unterschiedlicher Naturnähe-Typen (I – Unbearbeitet, II – Aufgeschichtete Wälle, III – Vollständig abgeräumt).

licht, dass die maximalen (Rast-)Bestände im Monat November (siehe oben) hauptsächlich auf Flächen des Naturnähe-Typs II angegriffen wurden (Abb. 12).

Von den dominanten Arten des Gesamttransekts liegt die Dichte je Kilometer der Typen I und II bei der Mönchsgrasmücke über dem 20-fachen und beim Zaunkönig über dem vierfachen Wert des Typs III. Fich-

tenkreuzschnabel und Erlenzeisig wurden auf dem naturfernen Transekt (Typ III) nicht festgestellt. Einzig der Zaunkönig zählt auf allen Typen zu den dominanten Arten.

Sowohl Arten mit hoher Stetigkeit (siehe oben) als auch Arten, die nur vereinzelt auftraten, konnten überwiegend auf Flächen des Naturnähe-Typs I nachgewiesen werden (Abb. 13).

4 Diskussion

4.1 Erfassungsmethode

Die Erfassung von Vögeln im Wald, insbesondere auf Windwurfflächen mit von Jungwuchs und Sträuchern durchwachsenem „Totholz-Wirrwarr“, ist aufgrund der unübersichtlichen Verhältnisse grundsätzlich eher schwierig (vgl. Gatter & Schütt 2004). Außerhalb der Brutzeit entfällt der Reviergesang, was die Registrierung zusätzlich erschwert. Weil in dieser Untersuchung die Avizönose nicht nur während der Brutzeit, sondern im gesamten Jahresverlauf betrachtet werden sollte, wurde mit der Linientaxierung eine Methode gewählt, die ganzjährig auf einem schmalen Erfassungstreifen eine hohe Erfassungsgenauigkeit erwarten ließ. Die Linientaxierung ist wahrscheinlich hinsichtlich Zeit und Ergebnis die effizienteste aller gängigen Feldmethoden zur Vogelbestandserfassung im Wald (vgl. Bibby et al. 1995, Jedicke 2009). Bisher existieren allerdings keine einheitlichen Regeln für diese Erfassungsmethode. Gebräuchlich sind ein grenzenloser Erfassungsbereich oder Erfassungsgrenzen zwischen 50, 100 und 200 m, jeweils zur Hälfte beidseits der Beobachtungsrouten. Für Windwurfflächen mit ihrer zum Teil dichten Strauchvegetation und dichten Totholzstrukturen wurde in dieser Untersuchung ein 50 m breiter Erfassungstreifen gewählt, um trotz bekannter, artspezifischer und nachbrutzeitlicher Erfassungsprobleme (z. B. Jetz & Bezzel 1993, Bezzel 2010) eine möglichst gleichmäßige Erfassungsgenauigkeit für sämtliche Arten und Individuen zu gewährleisten. Zudem hätten nicht alle Windwurfflächen einen 100 m breiten Erfassungstreifen zugelassen, ohne den angrenzenden, geschlossenen Hochwaldbereich zu berühren.

Vier der sieben Transekte weisen mit 130 bis 160 Metern eine eher geringe Länge auf. Allerdings sind sowohl nicht geräumte Windwurfflächen als auch Flächen, die sämtliche Auswahlkriterien erfüllen (siehe Kap. 2) und

die gleichzeitig leicht erreichbar sind, grundsätzlich nicht häufig. Die Tatsache, dass „Kyrill-Flächen“ oft nur eine geringe Größe besitzen, erschwerte die Suche nach längeren Transekten. Im an das Untersuchungsgebiet angrenzenden Nordrhein-Westfalen, wo der Orkan Waldschäden im bisher nicht gekannten Ausmaß verursachte, betrug die durchschnittliche Schadensflächengröße im Kerngebiet lediglich zwei Hektar (MUNLV 2010, siehe auch Fischer 1998). Nach Bibby et al. (1995) ist die Länge der Strecken beliebig und kann in strukturreichen Biotopen auch nur 100 m betragen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung fußen auf einer einjährigen Erfassung. Hinsichtlich einer höheren Aussagekraft wäre ein mehrjähriger Untersuchungszeitraum erforderlich gewesen, zumal einjährige Untersuchungen beispielsweise von witterungsbedingten Einflüssen (vgl. Berthold 2000, Gatter 2000) oder einmaligen Ereignissen (z. B. Landeereignis eines größeren Trupps) beeinflusst werden können. Für mehrjährige Untersuchungen mittels der Transektbasierten Methode hätten weite Abschnitte der Transektgrundlinie vom zunehmend dichten Brombeeraufwuchs freigeschnitten werden müssen, um die Zugänglichkeit zu gewährleisten. Von einem Freischneiden der Grundlinie wurde jedoch aus Gründen des Naturschutzes und wegen des hohen zeitlichen Aufwandes, den Gatter & Schütt (2004) mit 35 Stunden je 10 Hektar angeben, abgesehen. Auch der zunehmende Befall des Kartierers durch Zecken (*Ixodes ricinus* L.) spielte eine mitentscheidende Rolle, die Untersuchungszeit auf ein Jahr zu begrenzen.

Die eher schwierigen Erfassungsverhältnisse auf nicht geräumten Windwurfflächen (siehe oben) führten dazu, dass eine Differenzierung zwischen Aktivitäten wie „Nahrung suchend“ oder „rastend ohne Verhaltensäußerung“ beziehungsweise eine Registrierung nach Alter und Geschlecht nicht erfolgte. Häufig wurden die Vögel zu einem Zeitpunkt wahrgenommen, als sie die Fläche bereits

verließen oder es wurden lediglich ihre Rufe registriert. Grundsätzlich sind eine Klassifizierung in Brut- und Gastvögel beziehungsweise eine Ermittlung von Revieren auf einem lediglich 50 m breiten und 130 - 450 m langen Erfassungstreifen methodisch nicht angemessen (vgl. Berthold 1976, Flade 1994) und werden deshalb in aller Regel nicht durchgeführt (vgl. Bibby et al. 1995, Jedicke 2009).

4.2 Ergebnisse sowie Bedeutung für den Naturschutz

Auf Windwurfflächen in Melle konnten insgesamt 50 Vogelarten nachgewiesen werden. Im Vergleich mit Nadel- oder Laubhochwäldern im Wiehengebirge Melles werden Windwurfflächen dichter und artenreicher besiedelt (eigene Untersuchungen, siehe auch Dierschke 1976). Ursächlich ist, dass die natürliche Waldentwicklung generell sehr artenreiche und sehr artenarme Phasen durchläuft. Die Artenzahlen für Flora und Fauna verlaufen dabei keineswegs deckungsgleich (Scherzinger 1996).

Von den Strukturveränderungen durch Windwurf profitieren mit aufkommendem Gehölzaufwuchs in den ersten rund zehn Jahren am deutlichsten Boden- und Strauchbrüter wie Zaunkönig, Heckenbraunelle, Fitis, Zilpzalp, Mönchsgrasmücke und Goldammer (z. B. Dierschke 1976, Glutz von Blotzheim 2001, Hohlfeld 2006). Unter Berücksichtigung der Zeitspanne außerhalb der Brutzeit können Erlenzeisig, Fichtenkreuzschnabel und Buchfink ergänzt werden, sofern zumindest Einzelbäume auf der Fläche verbleiben (Scherzinger 2006; diese Untersuchung). Wobei in dieser Jahreszeit der Lärche als Nahrungsbaumart für Blaumeisen, Erlenzeisig und Fichtenkreuzschnabel eine große Bedeutung zukommt (vgl. Thies 1994, Berndt 2009). In Melle zählten Zaunkönig, Buchfink, Blaumeise und Kohlmeise zu den Arten, die die höchste Stetigkeit aufwiesen. Unter Berücksichtigung der Zug bedingten Abwesenheit könnten Arten wie Zilpzalp und Mönchsgras-

mücke noch mit zu den Arten gezählt werden, die eine hohe Stetigkeit erreichen. Eine derart konstante Besiedlung (hohe Stetigkeit) von Windwurfflächen kann als Maß für Habitatattraktivität gelten.

4.2.1 Brutzeit

Die Artenzahl und das Vorkommen sowohl gefährdeter als auch prioritärer Arten gelten als wichtige Faktoren für die Bewertung von Lebensräumen. Mit dem Wespenbussard (*Pernis apivorus*) konnte während der Untersuchung auf den Transekten der Meller Windwurfflächen lediglich eine Rote Liste-Art (Kategorie 3) festgestellt werden. Insgesamt wurden jedoch 20 prioritäre Arten nach Denz (2003; Bedeutungsklassen sehr hoch bis hoch) nachgewiesen. Mit Ringeltaube, Blaumeise, Haubenmeise, Sommergoldhähnchen, Gartenbaumläufer, Misteldrossel, Amsel, Singdrossel und Grünfink sind neun der Bedeutungsklasse „sehr hoch“, mit Wespenbussard, Mönchsgrasmücke, Gartengrasmücke, Dorngrasmücke, Wintergoldhähnchen, Rotkehlchen, Heckenbraunelle, Buchfink und Erlenzeisig neun Arten der Bedeutungsklasse „hoch bis sehr hoch“ und zwei Arten (Sumpfmehlschäufelchen und Kernbeißer) der Bedeutungsklasse „hoch“ zuzuordnen.

Generell wird die Bedeutung von Windwurf- beziehungsweise Jungwuchsflächen für Lang- und Kurzstreckenzieher zur Brutzeit hoch eingeschätzt. Lang et al. (2003) stellten auf einer 318 Hektar großen Fläche im Nationalpark Bayerischer Wald fest, dass mit 33,2% die Rasterfrequenz von Zug- und Strichvögeln in den Rastern mit einem Störungsanteil von 51-100% am höchsten war. Die Lang- und Kurzstreckenzieher zeigten sich zur Brutzeit in frühen Sukzessionsstadien deutlich häufiger, werden aber in späteren Stadien wieder durch die „ehemalige Waldavifauna“ verdrängt, die von Standvögeln geprägt ist (Lang et al. 2003). Zudem hatten die zahlreichen Grenzlinien und der Strukturreichtum - zumindest zur Brutzeit - generell

eine hohe Arten- und Individuendichte auf den gestörten Flächen zur Folge, denn Vögel sind in hohem Maße von Strukturen abhängig (Müller 2005). Windwurfflächen also, auf denen der Holzvorrat liegen bleibt und nach und nach von der Naturverjüngung durchwachsen wird, auf denen aufgeklappte Wurzelteller und vitale Altholzreste vorhanden sind, erreichen im Vergleich mit geräumten Windwurfflächen und mit Wirtschaftshochwäldern der Montan- beziehungsweise Submontanstufe hinsichtlich Siedlungsdichte und Artenzahl höchste Werte (z. B. Glutz von Blotzheim 2001, Gatter & Schütt 2004, Seitz 2010). Die absolut höchsten Artenzahlen südwestdeutscher Wälder dieser Höhenlage werden nach Gatter & Schütt (2004) auf nicht aufgearbeiteten Windwurfflächen mit junger Sukzession erreicht. Unangetastete Windwurfflächen mit Jungwuchs können mit bis zu 390 Revieren/10 Hektar besiedelt werden (Gatter & Schütt 2004). Sie erreichen damit Siedlungsdichten, die mit jenen in der Hartholzaue vergleichbar sind (Flade 1994).

In Gänze betrachtet legt dieses den Schluss nahe, dass Totholz und eine frühe Sukzessionsphase die Artenvielfalt und die Individuendichte wertgebender Arten auf Windwurfflächen positiv beeinflussen.

4.2.2 Phänologie

Die Monatsmittel der Artenzahl auf der Gesamtzahlstrecke im Wiehengebirge bei Melle erreichen im Januar den niedrigsten Wert. Holzapfel et al. (1984) beschreiben die winterlichen Wälder im Großraum Hamburg als vogelartenarm, deren Tiefpunkt nach Zählungen in Stangen- und Baumholzmischwäldern Ende November bis Februar, vor allem aber im Januar, erreicht wird. Maximale Zahlen wurden von April bis September registriert, wobei das Maximum in den Mai fiel. Im deutlichen Unterschied dazu erreichte die Artenzahl auf den Meller Windwurfflächen erst zwischen Juli und Oktober maximale Werte. Die Individuenbestände zeigten sowohl in

den Mischwäldern als auch auf den Windwurfflächen im November einen deutlichen Höhepunkt, das Maximum erreichten die Hamburger Gebiete hingegen im Februar beziehungsweise Mai.

Die maximalen Bestände auf den Windwurfflächen im Untersuchungsgebiet wurden vornehmlich aus den schwarmbildenden Arten Fichtenkreuzschnabel und Erlenzeisig gebildet. Im Vergleich zwischen den Vogelbeständen von Mischwald und gehölzreicher Feldflur in Hamburg mit denen auf Windwurfflächen fallen die konstant hohen Werte von Juli bis Oktober auf den Wurfflächen auf. Werden jedoch ausschließlich Hecken betrachtet (Barkow 2001), ein Biotop, der zumindest hinsichtlich der von Sträuchern dominierten Struktur eine Ähnlichkeit mit Windwurfflächen mit jungem Pionierbewuchs besitzt, so zeigt sich hier eine deutliche Parallele zum Anstieg der Werte ab Juli auf den Windwurfflächen. Möglicherweise ist deshalb eine Bedeutung junger Wurfflächen als Rastmöglichkeit in der Zeit zwischen Juli und Oktober zu suchen.

Von frugivoren (Fruchtfleisch fressenden) Vögeln ist bekannt, dass sie während des Zugs beziehungsweise der Rast verstärkt das Nahrungsangebot der im Spätsommer und Herbst fruchttragenden Sträucher und Bäume nutzen. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass das Gehölzvolumen einer jungen Windwurffläche je nach Standort und forstwirtschaftlicher Bearbeitung anwächst. Nicht selten sind Pionierarten mit fleischigen Früchten, wie Schwarzer Holunder, Trauben-Holunder und Eberesche (*Sorbus aucuparia*), daran in erheblichem Maße beteiligt, sodass das Nahrungsangebot für frugivore Vögel im Spätsommer und Herbst auf jungen Windwurfflächen ansteigt. Für Drosseln und insbesondere Grasmücken wird der Schwarze Holunder phasenweise zur Hauptnahrungsquelle, während ihn viele weitere Arten als Ergänzung zur animalischen Nahrung aufnehmen (Ottich & Dirschke 2002,

Stiebel & Bairlein 2008a). Ob junge Windwurf-
flächen mit einem entsprechenden Anteil
fruchttragender Sträucher tatsächlich eine
wesentliche Bedeutung für frugivore Zugvö-
gel besitzen, ist bisher kaum untersucht. Im
Vergleich mit anderen Waldbiotopen, in
denen solche Sträucher fast gänzlich fehlen
(z. B. Fichtenhochwald, Rot-Buchenhoch-
wald), sind jedoch auf entsprechenden Wind-
wurfflächen sowohl Artenzahl als auch Indi-
viduensummen deutlich höher (Glutz von
Blotzheim 2001; eigene Daten). Stiebel &
Bairlein (2008b) vermuten gleichwohl, dass
Früchte lediglich einen von verschiedenen,
bestimmenden Faktoren für die Habitatwahl
dieser Vogelgruppe darstellen.

4.2.3 Aufgearbeitete vs. nicht aufgearbeitete Windwurfflächen

In den Untersuchungsgebieten im Wiehenge-
birge bei Melle korreliert die Arten- und Indi-
viduenzahl mit der Art und Weise der Aufar-
beitung von Windwurfflächen beziehungs-
weise mit dem „Naturnähe-Typ“. Am arten- und
individuenreichsten waren die bedingt natur-
nahen Flächen (Naturnähe-Typ I). Auch
geräumte Windwurfflächen in Nordostpolen
und Südwestdeutschland waren tendenziell
arten- und individuenärmer als nicht aufgear-
beitete Sturmflächen (Fischer 1998, Gatter &
Schütt 2004, Zmihorski 2010). Nach Fischer
(1998) lag im fünften Sommer nach dem
Sturmereignis auf einer sechs Hektar großen,
belassenen Fläche die Zahl der Brutpaare fast
viermal so hoch und die Zahl der Brutvogel-
arten doppelt so hoch wie auf einer gleich
großen, geräumten Windwurffläche. Während
sich die Artenzahl auf der nicht geräumten
Fläche erst im vierten Untersuchungsjahr
deutlich verringerte, ging die Zahl der Brut-
paare ab dem zweiten Untersuchungsjahr
leicht und kontinuierlich zurück, lag jedoch im
letzten Untersuchungsjahr noch immer
nahezu doppelt so hoch wie auf der geräum-
ten Fläche. Zudem sind die Lage und der Anteil
des Windwurfs beziehungsweise der Grad der

Schädigung Faktoren, die die Artenvielfalt und
Individuendichte beeinflussen können (Lang
et al. 2003, Seitz 2010). Im Bayerischen Wald
stellten Lang et al. (2003) die höchsten Arten-
und Individuendichten auf Flächen mit einem
Störungsanteil von 51-100% fest.

Die Analyse des Auftretens der für den
Brutvogel-Artenschutz prioritären Arten (vgl.
Denz 2003) zeigt, dass sowohl hinsichtlich der
Artenzahl als auch der Individuen je Kilome-
ter Transekt Typ I (eher naturnah) vor dem
Typ II (bedingt naturnah) und Typ III (extrem
naturfern) liegt (Tab. 3). Allerdings ähneln
sich Typ I und Typ II stark in diesen Kennzah-
len. Artenzahl und Individuen prioritärer
Arten je Kilometer des Naturnähe-Typs III
liegen in etwa um den Faktor vier beziehungs-
weise sechs niedriger als die Werte der
Typen I und II. Die naturschutzfachliche
Bedeutung eingeschränkt aufgearbeiteter
Windwurfflächen als Lebensraum für Vögel
ist demzufolge deutlich höher einzuschätzen
als die intensiv bearbeiteter Flächen. Daraus
lassen sich allgemeine Empfehlungen für den
Umgang mit Windwurfflächen ableiten.

4.3 Empfehlungen aus Naturschutzsicht

Nach einem Sturmereignis ist der Gestal-
tungsspielraum extrem groß. Die Möglichkei-
ten reichen von „alles liegen lassen“ bis
„Schadfläche vollständig räumen und Wie-
derbepflanzen“. Die Ergebnisse dieser Unter-
suchung zeigen den Einfluss der Bearbei-
tungsmethode auf die Avifauna. Daraus kann
die grundsätzliche Empfehlung abgeleitet
werden, Windwurfflächen weitestmöglich
sich selbst zu überlassen. Sofern dieses - bei-
spielsweise aus ästhetischen oder wirtschaft-
lichen Gründen - nicht erwünscht ist, sollten
einige Empfehlungen berücksichtigt werden
(Tab. 4). Auf diese Weise ist es einmal mehr
möglich, auch im Wirtschaftswald Natur-
schutzaspekte umzusetzen (vgl. Tiemeyer
und Drews 2009, Tiemeyer et al. 2012).

Belassene Windwurfflächen in Wirtschafts-
wäldern erhöhen die Biodiversität deshalb

Tab. 4: Naturschutzfachliche Empfehlungen zum Vorgehen nach einem Sturmereignis im Wirtschaftswald.

Empfehlungen zum Vorgehen nach einem Sturmereignis im Wirtschaftswald:

- Im Idealfall zumindest Teilflächen sich selbst überlassen,
- Boden und Vorausverjüngung schonende Stammholzentnahme,
- Verbleib des Schlagabraums und aufgeklappter Wurzelteller am Ursprungsort,
- Verbleib von Baumstubben, -stümpfen und Altbäumen / Baumgruppen,
- sofern Bepflanzung erforderlich: nur partiell mit Standort heimischen Arten,
- Verbleib einiger Pionierbaumarten (Weide (*Salix spec.*), Birke (*Betula spec.*)) – z. B. an Weg- und/oder Bestandsrändern im Rahmen der Jungwuchspflege.

stark, weil sie zu einer strukturellen Vielfalt und zu Entwicklungsphasen im Wald führen, die in bewirtschafteten Wäldern in dieser Ausprägung nicht vorkommen (Fischer 1998). Auf Fichtenwindwurfflächen ist allerdings besonders die Borkenkäferpopulation (hauptsächlich der Buchdrucker, *Ips typographus*) zu überwachen, da sie auch einem fichtenreichen Wirtschaftswald im nächsten Umfeld gefährlich werden kann (Fischer 1998).

Aus Kostengründen ist eine Wiederbewaldung mittels Naturverjüngung oftmals auch die Ziel führende Alternative zur Wiederaufforstung, führt im Regelfall zu Standort gerechten Folgebeständen mit großer Arten- und Strukturvielfalt und wird vom Schalenwild weniger angegangen (Fischer 1998, Aldinger & Kenk 2000, Bundesanstalt für Umwelt 2008). Diese natürliche Wiederbewaldung entsteht in der Regel in den ersten drei bis fünf Jahren nach dem Schadereignis aus der Naturverjüngung des Vorbestandes, aus dem Samenvorrat im Oberboden und aus Sameneinträgen benachbarter Bestände (Abb. 14). Dabei ist davon auszugehen, dass die Baumartenzusammensetzung maßgeblich von derjenigen des Vor- und Nachbarbestandes gesteuert und



Abb. 14: Pioniergehölze auf Windwurfflächen fördern die Artenvielfalt. Zustand vier Jahre nach dem Sturmereignis. Meller Berge, 11.07.2011.

Abb. 15: Wurzelteller erfüllen für den Naturschutz eine wichtige Funktion und sollten auch im Wirtschaftswald nach dem Abtrennen des Stammes aufgeklappt im Bestand verbleiben. Großer Kellenberg, 27.04.2007. Fotos: V. Tiemeyer.



vom Standort sowie von der Konkurrenzvegetation beeinflusst werden (Aldinger & Kenk 2000, Feldmann et al. 2009, Leder 2009).

Aufgeklappte Wurzelteller und ihre Mulden (Abb. 15) haben eine wichtige ökologische Funktion (Scherzinger 2011). Als Sonderstandort mit vielen mikrostandörtlichen Besonderheiten sind sie vor allem für Insekten, Vögel und Amphibien wichtige (Teil-)lebensräume (z. B. Schulz 1996, Schulz & Ammer 1997, Schulz 1998) und fördern auch die Pflanzenvielfalt (vgl. Fischer et al. 1990). Ähnliches gilt auch für vom Sturm freigestellte, vitale Einzelbäume und Baumgruppen (Glutz von Blotzheim 2001). Unter den im hiesigen Raum nicht Standort heimischen Baumarten besitzt die Lärche besonders für überwinternde Waldvögel eine hohe Bedeutung (Thies 1994, Glutz von Blotzheim 2001, Berndt 2009). Ebenso ist stehendes Totholz für viele Tiere und Pflanzen ein wichtiger Lebensraum (z. B. Albrecht 1991, Utschick 1991, Müller 2005, Strätz 2006).

Letztlich sind Pionierbaum- und -straucharten wie Birke (*Betula spec.*), Zitter-Pappel (*Populus tremula*) und Holunder (*Sambucus spec.*) sowohl Nahrungsquelle für Tiere als auch Rastplatz für Samen tragende Vögel, die mit ihrem Kot einen wichtigen Beitrag zur weiteren Ansamung von Gehölzen leisten. Im Frühjahr spielen insbesondere Weiden (*Salix spec.*) und Birken für das Überleben von insekten- und knospenfressenden Vögeln eine bedeutende Rolle (Glutz von Blotzheim 2001). Die Arten des Vorwaldstadium übernehmen aber auch wichtige Funktionen im Hinblick auf Beschattung und Verminderung von Konkurrenzvegetation (Aldinger & Kenk 2000).

Literaturverzeichnis

- Albrecht, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. - Forstw. Cbl. 110: 106-113.
- Aldinger, E. & Kenk, G. (2000): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen. 9 S. – Merkblatt der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 51.
- Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen. 163 S. + Anhang.
- Berndt, R. K. (2009): Vögel in Nadelwäldern - Ergebnisse monatlicher Zählungen außerhalb der Brutzeit im Loher Gehege bei Rendsburg 1986-97. - Corax 21: 87-104.
- Berthold, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Orn. 117: 1-69.
- Berthold, P. (2000): Vogelzug. 4. Aufl. 280 S. - Wissenschaftl. Buchgesellschaft: Darmstadt.
- Bezzel, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. 350 S. - Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Bezzel, E. (2010): Vogelbeobachtungen und Artenzahlen – eine Lokalstudie mit intensiver audiovisueller Registrierung. - Vogelwarte 48: 1-13.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. 270 S. – Neumann Verlag: Radebeul.
- Bundesanstalt für Umwelt (2008): Sturmschaden-Handbuch. 105 S. + Anhang. 3. überarbeitete Auflage. Bern.
- Denz, O. (2003): Rangliste der Brutvogelarten für die Verantwortlichkeit Deutschlands im Artenschutz. - Vogelwelt 124: 1-16.
- Dierschke, F. (1976): Auswirkungen der Sturmschäden vom 13.11.1972 auf die Sommervogelbestände in Kiefernforsten der Lüneburger Heide. - Vogelwelt 97: 1-14.
- Feldmann, E., Meyer, P. & Bartsch, N. (2009): Umgang mit Sturmwurfflächen. - AFZ – Der Wald: 518-519.
- Fischer, A. (Hrsg.) (1998): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. 427 S. - ecomed: Landsberg.
- Fischer, A., Abs, G. & Lenz, F. (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf - Ansätze einer „Urwaldforschung“ in der Bundesrepublik. - Forstw. Cbl. 109: 309-326.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. 879 S. - IHW-Verlag: Eching.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 656 S. - Aula-Verlag: Wiebelsheim.
- Gatter, W. & Schütt, R. (2004): Biomasse, Siedlungsdichte und Artenzahl von Vogelgesellschaften colliner und submontaner Laub- und Nadelwälder in Südwestdeutschland. - Vogelwelt 125: 251-258.

- Glutz von Blotzheim, U. N. (2001): Zur Entwicklung der Avifauna auf ehemaligen Sturmurfflächen im Tannen-Buchenwaldareal am Schwyzer Nordalpenrand (1990 - 2000). – Orn. Beob. 98: 81-112.
- Hohlfeld, F. (2006): Ornithologische Untersuchungen in einem Bann- und Wirtschaftswald vor und nach Sturm. - Vogelwelt 127: 51-64.
- Holzäpfel, C., Hüppop, O. & Mulsow, R. (Hrsg.) (1984): Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung. Bd. 1. 304 S. – Wachholtz Verlag: Neumünster.
- Jedicke, E. (2009): Transektbasiertes Vogelmonitoring in Naturwaldreservaten. Ein Methodenvergleich mit Revierkartierung und Punktzählung. – Natursch. u. Landschaftspl. 41: 297-305.
- Jetz, W. & Bezzel, E. (1993): Wie groß ist der audiovisuelle Erfassungsgrad von Singvögeln zur Nachbrutzeit? – Versuch einer Quantifizierung. - Vogelwelt 114: 186-198.
- Krüger, T. & Oltmanns, B. (2007): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. - Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 27: 131-175.
- Lang, C., Scherzinger, W. & Konold, W. (2003): Sukzession der Avifauna auf Störungsflächen im Nationalpark Bayerischer Wald. - Ornithol. Anz. 42: 1-15.
- Leder, B. (2009): Vegetationsentwicklung auf Kyrill-Schadflächen. - Natur in NRW 2/09: 17-22.
- Leder, B., Lehmann, A. & Leonhardt, A. (2005): Vegetationsentwicklung und Avifauna auf Windurfflächen. – LÖBF-Mitteilungen 3/05: 39-42.
- Melter, J. & Zang, H. (2002): 30 Jahre „Niedersächsische Ornithologische Vereinigung“ (NOV) – ein Rück- und Ausblick! - Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 34: 103-110.
- Müller, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergrößen für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation, Technische Universität München. 197 S. + Anhang.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2010): Abschlussbericht der Landesregierung von Nordrhein-Westfalen zu den Folgen des Sturmereignisses „Kyrill“ vom 18./19. Januar 2007. 159 S. - Düsseldorf.
- Ottich, I. & Dierschke, V. (2002): Nahrungsangebot und -nutzung durch frugivore Zugvögel auf Helgoland. - Jber. Institut Vogelforschung 5: 8.
- Paul, S. (2010): Welchen Nutzen hat der Sturm? Ergebnisse einer Brutvogelerfassung auf ausgesuchten Waldschadensflächen im Reinhäuser Wald bei Göttingen. 11 S. http://www.ornithologie-goettingen.de/material/paul_welchennutzen.pdf
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. 447 S. - Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Scherzinger, W. (2006): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. - Vogelwelt 127: 209-263.
- Scherzinger, W. (2011): Der Wald als Lebensraum der Vogelwelt. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft & Wallner, R. M. (Hrsg.): Wald – Biotop und Mythos. S. 27-154. - Böhlau Verlag: Wien.
- Schulz, U. (1996): Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern: ein Vergleich. Dissertation, Universität München. 152 S. + Anhang.
- Schulz, U. (1998): Aufgeklappte Wurzelteller. - AFZ - Der Wald 20: 1263-1264.
- Schulz, U. & Ammer, U. (1997): Aufgeklappte Wurzelteller und ihre Bedeutung zur Insekten-Diversität des Waldes. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11: 677-681.
- Seitz, D. (2010): Nutzung von Windurfflächen durch Vögel. - Natursch. u. Landschaftspl. 42: 267-274.
- Stiebel, H. & Bairlein, F. (2008a): Frugivorie mitteleuropäischer Vögel I: Nahrung und Nahrungserwerb. - Vogelwarte 46: 1-23.
- Stiebel, H. & Bairlein, F. (2008b): Frugivorie mitteleuropäischer Vögel II: Einfluss des Fruchtangebotes auf die räumliche und zeitliche Habitatnutzung frugivorer Vogelarten. - Vogelwarte 46: 81-94.
- Strätz, C. (2006): Ohne Totholz keine Schnecken. - LWF-aktuell 53: 16-17.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. 777 S. – Radolfzell.
- Thies, H. (1994): Phänologie und Ökologie der Vögel im Nadelwald (Segeberger Forst) in den Winterhalbjahren 1984/85 - 1991/92. - Corax 15: 377-405.
- Tiemeyer, V. & Drews, F. (2009): Erfassung geeigneter Dynamik-Bereiche und deren Eingliederung

- rung in das SON-Programm. In: Stegmann, P. & Zucchi, H. (Red.): Dynamik-Inseln in der Kulturlandschaft. Ein Projekt im Raum Osnabrück. S. 29-46. - Haupt Verlag: Bern.
- Tiemeyer, V., Raude, N. & Drews, F. (2012): Erfassung und Akquise schützenswerter Bereiche und Einzelobjekte im Kellenberg (Landkreis Osnabrück) - ein Beitrag zum Naturschutz im Wirtschaftswald. - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 38: 125-151.
- Utschick, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. - Forstw. Cbl. 110: 135-148.
- Wink, M. (1995): Vogelbesiedlung auf neuen Windbruchflächen der Eifel. - Charadrius 31: 114-116.
- Zmihorski, M. (2010): The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. - Biodivers. Conserv. 19: 1871-1882.