

## **Ergänzungen zur Methodik in der Veröffentlichung:**

**STEINBORN, H. und M. REICHENBACH (2011): Kiebitz und Windkraftanlagen – Ergebnisse aus einer siebenjährigen Studie im südlichen Ostfriesland. NuL 43 (9). S. 261-270.**

### **2.4 Auswertung**

#### **2.4.1 Räumliche Verteilung in Bezug auf die WKA**

Zur Auswertung der Daten im Hinblick auf eine mögliche Abhängigkeit der Verteilung der Brut- bzw. Gastvögel von der Entfernung zur nächstgelegenen WKA wurden rund um die jeweiligen Anlagen bis 500 m Entfernungszonen mit einem Abstand von jeweils 100 m gezogen.

Für jede einzelne Entfernungzone wurden daraufhin sogenannte Erwartungswerte berechnet. Diese bestimmten sich aus der Siedlungsdichte des Referenzgebietes und geben diejenigen Brutpaarzahlen wider, die unter Annahme einer Gleichverteilung im Windpark entsprechend der Siedlungsdichte des Referenzgebietes in der jeweiligen Entfernungzone zu erwarten wären.

#### **2.4.2 Vergleich der Erwartungswerte mit der beobachteten Verteilung**

##### *2.4.2.1 Kolmogoroff-Smirnoff-Test*

Da die Erwartungswerte aus dem Referenzgebiet und die beobachteten Werte aus einem der Windparks stammen, werden bei dem Vergleich zwei unabhängige Stichproben verglichen. Zwar grenzt das Referenzgebiet unmittelbar an die Windparkflächen an, eine mögliche Beeinflussung im Grenzbereich wird aber durch die Größe des Referenzgebietes ausgeglichen. Der Vergleich wurde mit dem einseitigen Kolmogoroff-Smirnoff-Test (K-S-Test) durchgeführt. Dieser Test prüft, ob die Werte der einen Stichprobe signifikant größer sind als die Werte der zweiten Stichprobe. Der K-S-Test wurde gewählt, da er bei kleinen Stichproben effizienter testet als der Mann-Whitney-Test und verlässlichere Aussagen zulässt als der  $\chi^2$ -Test (SIEGEL 1956).

##### *2.4.2.2 U-Test nach Mann and Whitney*

Aus dem Projekt liegen Ergebnisse aus fünf Betriebsjahren des Windparks Hinrichsfehn, drei Betriebsjahren des Windparks Fiebing sowie ein Betriebsjahr des Gesamtwindparks vor. Werden für jedes Jahr die realen Werte der Entfernungszonen und die Erwartungswerte bestimmt, so ergeben sich für die Brutvögel für jede Entfernungzone ein Stichprobenpaar mit neun realen Werten in der einen und neun Erwartungswerten in der anderen Stichprobe. Die Wertepaare sind jeweils unabhängig voneinander, die Werte einer Stichprobe nur bedingt, da Kiebitze zu einer gewissen Brutortstreue neigen (KOOIKER & BUCKOW 1997). Da es aber in dieser Auswertung auf wenige Meter ankommt, ob ein Revierzentrum zur 100 m Zone zählt oder zur 200 m Zone, eine mögliche Brutortstreue aber in der Regel in größeren Dimensionen feststellbar ist (KOOIKER & BUCKOW 1997), wird diese mögliche Abhängigkeit hier vernachlässigt.

Der U-Test nach Mann und Whitney stellt eine Standardmethode zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben dar (LOZÁN & KAUSCH 2004; SACHS 2004). Dabei wird geprüft, ob die Unterschiede zwischen den beiden Stichproben zufällig oder nicht zufällig sind.

### **2.4.3 Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung**

Zur Ermittlung von Präferenzen für bestimmte landwirtschaftliche Nutzungstypen wurde der KING-Index verwendet (MÜHLENBERG 1989). Dieser drückt den Zusammenhang zwischen dem artbezogenen Anteil der Wahl eines Nutzungstyps (z. B. 0,2, wenn zwei von 10 Individuen einer Art auf Grünland brüten) und dem jeweiligen Anteil des gewählten Nutzungstyps an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes (d. h. dem existierenden Angebot an betreffenden Habitaten) aus.

Der KING-Index kann dabei Werte zwischen -1 und +1 annehmen, wobei Werte nahe +1 eine starke Präferenz der betrachteten Vogelart für einen bestimmten Nutzungstyp und Werte nahe -1 eine deutliche Meidung eines Nutzungstyps anzeigen.

### **2.4.4 Einfluss von WKA und Gehölzen mit Hilfe der linearen Regression**

In einem weiteren Auswertungsschritt wurden mit Hilfe der linearen Regression Abhängigkeiten zwischen den Kiebitzvorkommen und der Entfernung zur nächsten WKA ermittelt. Da für diese Art das Fehlen von Gehölzen ein wichtiger Habitatfaktor ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1994) wurde zum Vergleich das Vorkommen des Kiebitz mit dem Vorhandensein von Gehölzen und Feldhecken in Beziehung gebracht.

Für die Ermittlung der notwendigen Daten wurden im gesamten Untersuchungsgebiet 60 Zufallspunkte verteilt und deren Entfernung zur nächsten WKA ermittelt. Um die Punkte wurden anschließend Kreise mit einem Radius von 150 m gebildet, die wiederum mit den Individuensichtungen bzw. Revierzentren der Brutvögel verschnitten wurden. Außerdem wurden die Flächengröße der Gehölze und Feldhecken innerhalb der Kreise berechnet.

Bei dieser Art der Auswertung geht es um die Verdeutlichung von möglichen Verdrängungen von mindestens 150 m. Bei kleineren Radien würden aufgrund der geringeren Flächengröße zu wenige Individuen bzw. Revierzentren „getroffen“, sodass statistische Aussagen nicht mehr möglich wären.

### **2.4.5 Habitatmodellierung**

Um neben der landwirtschaftlichen Nutzung weitere Habitatparameter in die Auswertung mit einzubeziehen, wurden in den Jahren 2003 und 2006 umfangreiche Habitatanalysen durchgeführt. Zur Ermittlung der entscheidenden Habitatparameter wurden Habitatmodelle erstellt. Habitatmodelle beschreiben die Beziehung zwischen einer Art und den im Gelände erhobenen Habitatparametern (KLEYER *et al.* 1999/2000). Sie eignen sich, um den gegenwärtigen Stand der Kenntnisse zusammenzufassen und Vorhersagen zu treffen (TOWNSEND *et al.* 2002).

#### *2.4.5.1 Erfassung der Habitatparameter*

Die Erfassung der Habitatparameter fand jeweils zu Beginn der Brutsaison (März/April) (Vegetationshöhe, Vegetationsstruktur, Druckfestigkeit des Bodens, Farbe der Vegetation bzw. des Bodens) sowie im Mai und Juni (Biotoptypen, Nutzung, Zäune) statt.

Die Angaben zu den Vegetationsparametern, zur Druckfestigkeit des Bodens und zur Farbe von Vegetation bzw. Boden wurden für jede einheitlich genutzte Fläche erfasst. Im Falle von Grünlandnutzung fand eine Orientierung anhand der Weidezäune statt.

Alle Messungen (Vegetationshöhe, Stocherfähigkeit des Bodens, etc.) wurden je Fläche fünf Mal vorgenommen und anschließend der Mittelwert gebildet.

Die **Biotoptypen**kartierung wurde nach dem Kartierschlüssel von DRACHENFELS (2004) vorgenommen. Lediglich bei den für Wiesenvögel weniger relevanten Biotoptypen (z. B. Feldgehölze, Baumschulen, Gärten) wurde von den Vorgaben abgewichen, indem diese Typen zu geeigneten Kategorien zusammengefasst wurden.

Zusätzlich wurden im Jahr 2003 die Weidezäune kartiert und unterschieden, ob sie frei stehend durch Grünland verlaufen oder entlang von Hecken bzw. Feldgehölzen.

Die **Nutzung** wurde parallel zur Biotoptypenkartierung aufgenommen. Die Entscheidung, ob Grünlandflächen als Wiese oder Weide genutzt wurden, konnte aufgrund der häufigen Begehungen im Gelände getroffen werden.

Für die Angaben zur **Vegetationshöhe** wurde die von Dr. LAURIE BOORMAN (B.U.T.T. 1986) entwickelte Methode verwendet. Dazu wird eine Holzscheibe auf die Vegetation gelegt, die in einer durchschnittlichen Vegetationshöhe in Abhängigkeit von Dichte und Härte der Stängel liegen bleibt. In der Mitte der Scheibe befindet sich ein Loch, durch das für die Messung ein Zentimetermaß gesteckt wird. Die Höhe von Bäumen und Sträuchern über 2 m Höhe wurde geschätzt. Die Höhe der Krautschichten wurde in Höhenklassen eingeteilt: Krautschicht 1: 1-8cm, 9-20cm, 21-40 cm; Krautschicht 2: 10-25cm, 26-50cm, 51-105cm.

Des Weiteren wurden die Flächenanteile und die Verzahnung von **Offenboden** und Vegetationsschichten aufgenommen. Die Abschätzung der Flächenanteile erfolgte prozentgenau. Bei der Verzahnung wurden kompakte und lückige Erscheinungsbilder unterschieden, wobei eine lückige Vegetationsschicht mosaikartig in der anderen Schicht vertreten ist. Es traten auch Mischformen auf. Die Flächenanteile von Offenboden und Krautschichten wurden in jeweils vier Klassen (0%, 1-25%, 26-50%, 51-100%) eingeteilt.

Um zu einem Wert für die Vegetationshöhe auf jeder Fläche zu kommen, wurde der Index zur gewichteten mittleren Vegetationshöhe (GMV) nach SUNDERMEIER (1999) in veränderter Form verwendet. Die GMV wurde anschließend in vier Klassen (0-10, >10-20, >20-100, >100-1000) unterteilt.

Die **Farbe** der Vegetation bzw. des Bodens ergab sich aus dem subjektiven Eindruck und dem Vergleich unter den Flächen. Folgende Farben wurden ermittelt: schwarz (z.B. Acker ohne Vegetation, Offenboden), braun (z.B. Binsen, unbelaubte Bäume), dunkelgrün (z.B. Fichtengehölz, stickstoffreiches Grünland, Nassgrünland), beige (z.B. Streu vom Vorjahr), beigegrün (z.B. Gräser, die durch Streu wachsen), mattgrün (stumpfes grün), frischgrün (lebendiges grün, z.B. Feuchtgrünland).

Als Maß für die „**Stocheffähigkeit**“ wurde die Druckfestigkeit des Bodens mit Hilfe des Taschenpenetrometers FL 2970 gemessen. Aus den Mittelwerten der Einzelmessungen wurden fünf Klassen zwischen 0 und 210 kN/qm gebildet.

#### 2.4.5.2 Datengrundlage

Weil davon auszugehen ist, dass das Vorkommen eines Wiesenvogels nicht nur von der Qualität des punktförmigen Revierzentrums, sondern hauptsächlich von der Qualität des Reviers abhängt, gingen die erfassten Habitatparameter als Flächenanteile am Revier in die Auswertung ein. Dazu wurden im GIS um die Revierzentren Kreise mit einem Radius von 100 m erstellt. Diese Kreise wurden mit den flächenhaft vorliegenden Karten zu den Habitatparametern verschnitten und die Prozentanteile berechnet. Des Weiteren konnten einige Parameter aus dem GIS abgeleitet werden wie z. B. die Entfernung zum nächsten Haus. Ein wichtiger Habitatparameter für

Wiesenvögel ist die Offenheit der Landschaft. Als Maß für die Offenheit wurde der Flächenanteil berechnet, der von einem Kreis mit 300 m Radius um das Revierzentrum eingesehen werden kann.

Für eine Erstellung von Habitatmodellen mit Hilfe der logistischen Regression war es notwendig, dass die abhängige Variable binär vorliegt. Für die Vorkommen wurden die Revierzentren verwendet, die Nichtvorkommen wurden durch die zufällige Verteilung von Punkten mithilfe des ArcView Script „RandomPoints“ erzeugt. Damit die so erstellten Nichtvorkommen nicht zu dicht neben die Vorkommen (= Revierzentren) gesetzt wurden, blieb ein Sicherheitsabstand mit dem doppelten Revierradius frei. Da die Brutvogelerfassung flächendeckend war, wird davon ausgegangen, dass im restlichen UG keine weiteren Vorkommen waren. Entsprechend konnten dort die Nichtvorkommen verteilt werden.

Für alle Vorkommen und Nichtvorkommen standen für die statistische Auswertung im Jahr 2003 114 unabhängige Variablen zur Verfügung. Im Jahr 2006 wurden nur Variablen verwendet, die sich im Jahr 2003 als relevant erwiesen hatten. Damit standen 2006 79 Variablen zur Verfügung. Die folgende Tabelle (Tab.1) gibt einen Überblick über die Variablengruppen. Grau unterlegt sind Variablen, die nur im Jahr 2003 verwendet wurden.

**Tab. 1: Übersicht über die unabhängigen Variablen, grau unterlegte Variablen wurden nur 2003 verwendet.**

Variablen	Skalenniveau	Einheit
<b>Punktinformationen:</b>		
Einsehbare Fläche eines Kreises mit 300 m Radius („Offenheit“)	metrisch	%
Entfernung zur nächsten WKA	metrisch	Meter
Anzahl von WKA im Umkreis von 500 m	metrisch	Anzahl
Entfernung zum nächsten Haus	metrisch	Meter
Anzahl von Häusern im Umkreis von 500 m	metrisch	Anzahl
Entfernung zum nächsten Vorkommen der eigenen Art	metrisch	Meter
Entfernung zum nächsten Vorkommen anderer Wiesenvögel	metrisch	Meter
<b>Revierinformationen:</b>		
Flächenanteile der Nutzungstypen	metrisch	%
Flächenanteile der zusammengefassten Nutzungstypen	metrisch	%
Flächenanteile der Biotoptypen	metrisch	%
Flächenanteile der zusammengefassten Biotoptypen	metrisch	%
Flächenanteile des klassifizierten Offenbodenanteils	metrisch	%
Flächenanteile des klassifizierten Offenbodenvorkommens	metrisch	%
Flächenanteile der klassifizierten Vegetationshöhe der 1. Krautschicht	metrisch	%
Flächenanteile der klassifizierten Vegetationshöhe der 2. Krautschicht	metrisch	%
Flächenanteile der klassifizierten Flächenanteile der 1. Krautschicht	metrisch	%
Flächenanteile der klassifizierten Flächenanteile der 2. Krautschicht	metrisch	%
Flächenanteile der klassifizierten gewichteten mittleren Vegetationshöhe	metrisch	%
Flächenanteile der Verzahnung der 1. Krautschicht	metrisch	%
Flächenanteile der Verzahnung der 2. Krautschicht	metrisch	%
Flächenanteile der Verzahnung der Vegetationsschichten	metrisch	%
Flächenanteile der Farbe von Vegetation und Boden	metrisch	%
Flächenanteile der klassifizierten Druckfestigkeit des Bodens	metrisch	%
Zaunlänge gesamt	metrisch	Meter
Zaunlänge frei stehend	metrisch	Meter

### 2.4.5.3 Modellierung

Die Habitatmodelle wurden mit Hilfe der logistischen Regression erstellt. Sie liefert gegenüber Abweichungen von der Normalverteilung robuste Modelle und leicht zu interpretierende Ergebnisse (BACKHAUS *et al.* 2003). Zudem liefert die logistische Regression gegenüber rein auf Vorkommen basierenden Regressionsmethoden bessere Ergebnisse (BROTONS *et al.* 2004; ENGLER *et al.* 2004).

Die **logistische Regression** beschreibt die Beziehung zwischen einer binären abhängigen Variablen (= Vorkommen und Nichtvorkommen der jeweiligen Art) und einer oder mehreren unabhängigen Variablen (= Habitatparameter) (HOSMER & LEMESHOW 2000). Diese Beziehung kann auch als **Vorkommenswahrscheinlichkeit** einer Art in Abhängigkeit von einem oder mehreren Habitatparametern bezeichnet werden.

Über den **Regressionskoeffizienten** ( $\beta_k$ ) lässt sich die Wirkrichtung der Variable bestimmen. Bei unimodalen Zusammenhängen liegt die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit in einem mittleren Bereich eines Parameters.

Ob das erstellte Modell besser zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen trennt als der Zufall, ob also das Modell signifikant ist, wird mit dem **Likelihood-Ratio-Test (LR-Test)** bestimmt. Dabei wird die Devianz ( $-2 \text{ LogLikelihood}$ , Bezeichnung für die Abweichung vom Idealwert, bei einem perfekten Modell ist die Devianz Null) des Modells mit der Devianz des Nullmodells (Bezeichnung für ein Modell, in dem die Regressionskoeffizienten auf Null gesetzt wurden, also keinen Einfluss mehr ausüben) verglichen. Eine große Differenz spricht für einen großen Einfluss der Variablen. Die Teststatistik zu den Differenzen ist  $\text{Chi}^2$ -verteilt.

Bei der **Modellbewertung** ist zu beachten, dass kein einzelnes Gütemaß alle Aspekte der Modellgüte erfassen kann (REINEKING & SCHRÖDER 2004a). Daher ist es vorteilhaft, mehrere Gütemaße gegenüberzustellen und zu diskutieren. In dieser Arbeit wurden folgende Gütemaße verwendet:  $R^2$  nach NAGELKERKE (1991), das im Folgenden als  $R^2_N$  bezeichnet wird, den Anteil korrekter Prognosen, Sensitivität, Spezifität, Cohens Kappa (im folgenden Kappa genannt) und AUC. Für den Vergleich zwischen verschiedenen Modellen für eine Art wurde der  $\text{AIC}_c$ -Wert herangezogen. Die Berechnung der Gütemaße erfolgte im Jahr 2003 mit dem Statistikprogramm S-Plus 6 und im Jahr 2006 mit dem Programm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010).

$R^2_N$  bewertet die Kalibrierung und das *refinement* gemeinsam. Die übrigen Gütemaße bewerten die Diskriminanz (Trennschärfe) der Modelle, also die Fähigkeit, zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen zu unterscheiden (REINEKING & SCHRÖDER 2004a).

Die Bildung von **univariaten Modellen** diente dazu, einen Überblick über den Einfluss der 114 erfassten Habitatparameter auf die Verteilung der Vor- und Nichtvorkommen des Kiebitz zu bekommen und eine Rangfolge unter den Habitatparametern festzulegen. Sie wurden mit dem Statistikprogramm S-Plus 6 erstellt. Im Weiteren wurden lediglich Modelle betrachtet, die nach Durchführung des LR-Tests auf Signifikanz einen signifikanten Zusammenhang ( $p < 0,05$ ) zwischen der Variable und der Verteilung der Vor- und Nichtvorkommen zeigten. Anschließend erfolgten eine visuelle Inspektion der Modelle und eine ökologische Plausibilitätskontrolle der gefundenen Zusammenhänge, um die Art des Zusammenhangs (sigmoid oder unimodal) zu überprüfen und Scheinzusammenhänge auszuschließen. Anschließend wurden die univariaten Modelle nach ihrem Erklärungsgehalt ( $R^2_N$ ) sortiert, um eine Rangfolge festzulegen. Anhand der Rangfolge und der Position der „WKA-Parameter“ konnte der Stellenwert des Einflusses der WKA messbar gemacht werden.

Mithilfe von **multiplen Modellen** wurden **Habitateignungskarten** für den Windpark erstellt, um zu überprüfen, in welchem Maße die als geeignet prognostizierten Habitatflächen im Windpark als Bruthabitat genutzt wurden.

#### *Vorgehensweise 2003:*

Aus den Daten des Referenzgebietes (um einen Einfluss der WKA auszuschließen) wurden erneut für alle Variablen univariate Modelle erstellt. Es wurden nur diejenigen Variablen weiter betrachtet, deren univariate Modelle eine Signifikanz von  $p \leq 0,2$  aufwiesen. Nach PEARCE & FERRIER (2000) und HOSMER & LEMESHOW (2000), die sogar ein noch weniger konservatives Signifikanzniveau von  $p=0,25$  als Grenze vorschlagen, können so auch Variablen in multiplen Modellen berücksichtigt werden, die univariat keinen signifikanten Zusammenhang zeigen, aber in Kombination mit anderen Variablen das multiple Modell signifikant verbessern. Die Anwendung dieses Kriteriums allein würde allerdings zu einer zu großen Zahl von Eingangsvariablen für die multiple Modellierung führen, also wurde als weiteres Ausschlusskriterium ein  $R^2_N \geq 0,05$  herangezogen. Da eine gleichzeitige Aufnahme von stark miteinander korrelierten Variablen zu enorm hohen Koeffizienten und Standardfehlern führen kann (NETER *et al.* 1989), wurden für alle unabhängigen Variablen die bivariaten Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman ( $r_s$ ) berechnet. Als Grenzwert für  $r_s$  wurde 0,5 bzw. -0,5 gewählt. Von zwei korrelierten Variablen ging das Modell mit dem höheren  $R^2_N$  in die weitere Modellbildung ein.

Als automatisches Verfahren zur Modellauswahl wurde ein von vielen Autoren empfohlenes Verfahren (das „rückwärts schrittweise Verfahren“) angewendet (STEYERBERG *et al.* 1999; HARRELL 2001; REINEKING & SCHRÖDER 2004b). Die multiplen Modelle wurden mit dem Statistikprogramm SPSS 11.0.1 erstellt.

Die Entscheidung, welches multiple Modell für die Prognose der Habitateignung im Windpark herangezogen werden sollte, wurde nach den berechneten  $AIC_C$ -Werten und nach der Möglichkeit, die Modelle flächenhaft darzustellen, getroffen. Außerdem wurden Modelle, die leicht zu erfassende und leicht zu interpretierende Habitatparameter enthielten sowie nach dem *bootstrapping* (siehe Modellvalidierung) als robust anzusehen waren, bevorzugt.

#### *Vorgehensweise 2006:*

2006 wurde sich auf die multiple Modellbildung und die Prognose der Habitateignung im Windpark beschränkt. Es fanden lediglich Variablen in die Modelle Eingang, die sich nach der Analyse 2003 als relevant darstellten. Die Vorgehensweise 2006 unterscheidet sich lediglich in der Modellbildung. Um möglichst viele Kombinationen aus Variablen in den multiplen Modellen zuzulassen, wurde mit dem Verfahren des *model averaging* gearbeitet. Dazu wurden zunächst für jede mögliche Kombination aus einer, zwei oder drei Variablen ein Modell erstellt. Die Begrenzung auf maximal drei Variablen fand statt, um eine Überanpassung (*overfitting*) des Modells zu vermeiden. Für jedes der gebildeten Modelle wurde dann mithilfe des LR-Tests überprüft, ob das Modell besser war als alle Modelle mit einer Variablen weniger. Außerdem wurde überprüft, ob die Koeffizienten signifikant ( $p \leq 0,15$ ) von null verschieden waren. Dieses Signifikanzniveau verwendeten auch STRAUß & BIEDERMANN (2006). Alle Modelle, die beide Bedingungen erfüllten, wurden als geeignete Modelle betrachtet und für die weitere Auswertung verwendet.

Als weiterer Schritt folgte das eigentliche *model averaging*. Hierbei wird ein gewichtetes, gemitteltes Modell aus allen Modellen einer abhängigen Variablen gebildet (DORMANN *et al.* 2004). Man erhält also ein Modell, in das alle multiplen Einzelmodelle einfließen und das so mehr als drei

unabhängige Variablen enthalten kann. Verwendet wurde die Methode nach BURNHAM (2002), wie auch STRAUß & BIEDERMANN (2006) sie verwendeten. Vorteile dieser Methode sind neben einer Erhöhung der Kombinationsmöglichkeiten der Variablen auch die Erhöhung der auswertbaren Parameter und die Möglichkeit, die Gewichtung einzelner Parameter innerhalb des Modells zu 2003 und 2006 wurden die Modelle intern mit der **bootstrap**-Methode **validiert**. Diese Methode liefert die präziseste Einschätzung der Robustheit des Modells bei der Verwendung interner Daten (VERBYLA & LITVAITIS 1989; HARRELL 2001). Der Unterschied zwischen den Originalgütemaßen und den validierten Gütemaßen lässt erkennen, wie robust das Modell ist. Das *bootstrapping* wurde 2003 mit S-Plus 6 mit „*validate*“ durchgeführt. Das *bootstrapping* der gemittelten Modelle 2006 wurde nach der Methode aus KATTWINKEL *et al.* (2009) mit dem Programm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010) durchgeführt.

Mithilfe der multiplen Modelle wurde eine **Prognose der Habitatqualität** im Windpark erstellt. Als Grenzwert für die Abgrenzung von geeignetem Habitat wurde diejenige Vorkommenswahrscheinlichkeit gewählt, bei der kappa am größten ist ( $p_{\text{kappa}}$ ).

## Literatur

- B.U.T.T. (1986): The management of chalk grassland for butterflies. Butterflies Under Threat Team, 79 S.
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (2003): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag, Berlin.
- BROTONS, L., W. THUILLER, M. B. ARAÚJO & A. H. HIRZEL (2004): Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.
- BURNHAM, K. P. (2002): Model Selection and Multimodel Inference: A practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- DORMANN, C. F., T. BLASCHKE, A. LAUSCH, B. SCHRÖDER & D. SÖNDGERATH (2004): Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen., Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig.
- DRACHENFELS, O. V. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2004. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen Heft A/4*: 240 S.
- ENGLER, R., A. GUISAN & L. RECHSTEINER (2004): An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., K. BAUER & E. BEZZEL (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- HARRELL, F. E. J. (2001): Regression Modeling Strategies - with Applications to Linear Models, Logistic Regression and Survival Analysis. Springer, New York.
- HOSMER, D. W. & S. LEMESHOW (2000): Applied Logistic Regression. John Wiley & Sons, New York.
- KATTWINKEL, M., B. STRAUSS, R. BIEDERMANN & M. KLEYER (2009): Modelling multi-species response to landscape dynamics: mosaic cycles support urban biodiversity. *Landscape Ecology* 24: 929-941.
- KLEYER, M., R. KRATZ, G. LUTZE & B. SCHRÖDER (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- KOOIKER, G. & C. V. BUCKOW (1997): Der Kiebitz: Flugkünstler im offenen Land. Aula Verlag, Wiesbaden.
- LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (2004): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler, Hamburg.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, Heidelberg.
- NAGELKERKE, N. J. D. (1991): A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78 (3): 691-692.
- NETER, J., W. WASSERMAN & M. H. KUTNER (1989): Applied linear regression models, Burr Ridge, Boston, Sydney.
- PEARCE, J. & S. FERRIER (2000): An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling* 128: 127-147.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- REINEKING, B. & B. SCHRÖDER (2004a): Gütemaße für Habitatmodelle. *UFZ-Bericht 9/2004*: 27-37.
- REINEKING, B. & B. SCHRÖDER (2004b): Variablenselektion. *UFZ-Bericht 9/2004*: 39-46.
- SACHS, L. (2004): Angewandte Statistik 11. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- SIEGEL, S. (1956): Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill, New York.
- STEYERBERG, E. W., M. J. C. EIJKEMANS & J. D. F. HABBEMA (1999): Stepwise selection in small data sets: a simulation study of bias in logistic regression analysis. *Journal of Clinical Epidemiology* 52 (10): 935-942.
- STRAUB, B. & R. BIEDERMANN (2006): Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography* 29: 928-940.
- SUNDERMEIER, A. (1999): Die Bestimmung der Vegetationsdichte in Grasland - ein Methodenvergleich. *NNA-Berichte* 3: 61-73.
- TOWNSEND, C. R., J. L. HARPER & M. BEGON (2002): Ökologie. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- VERBYLA, D. L. & J. A. LITVAITIS (1989): Resampling Methods for Evaluating Classification Accuracy of Wildlife Habitat Models. *Environmental Management* 13 (6): 783-787.