

Bestandserhebung der Wiener Brutvögel

**Ergebnisse der
Spezialkartierung Rebhuhn (*Perdix perdix*)**

Gábor Wichmann und Norbert Teufelbauer



unter Mitarbeit von:
Manuel Denner, Karin Donnerbaum, Georg Frank,
Herbert Gasser und Thomas Zuna-Kratky



Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien

Wien im März 2003

INHALT

1. Einleitung	3
2. Methode	3
2.1 Erfassung der Bestände und Verbreitung	3
2.2 Habitatkartierung	4
2.3 Auswertung	5
3. Ergebnisse	6
3.1 Rebhuhn-Vorkommen in Wien	6
3.2 Habitatpräferenzen des Rebhuhns in Wien	7
3.2.1 Flächennutzung	7
3.2.2 Entfernung zu Siedlungen, Straßen und Feldwegen	8
3.2.3 Gehölzparameter	9
4. Diskussion	11
4.1 Rebhuhn-Vorkommen in Wien	11
4.2 Habitat	11
4.3 Maßnahmen zur Stabilisierung und Verbesserung der Situation des Rebhuhns in Wien	13
5. Literatur	16
6. Anhang	19

1. Einleitung

Im Jahr 2000 wurde BirdLife Österreich mit der Bestandserfassung der Brutvögel Wiens beauftragt. Ein Teil dieses Projekts beschäftigt sich mit der Erfassung prioritär bedeutender streng geschützter Arten und den Ursachen, die ihr Vorkommen in der Bundeshauptstadt gefährden. Dementsprechend sollen benötigte Management- und Schutzmaßnahmen ausgearbeitet und formuliert werden, um den Fortbestand dieser Arten in der Stadt Wien zu sichern. Das hier behandelte Rebhuhn hat in diesem Zusammenhang einen Sonderstatus, da es aufgrund seiner Auflistung im Jagdgesetz nicht zu den prioritär bedeutenden streng geschützten Arten zählt (Wr. NschVO 1999). Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1973) ist das Rebhuhn ursprünglich ein Bewohner offener Steppen und bevorzugt als Kulturfolger kleinflächig gegliederter Feld- und Ackerlandschaften. Damit bieten sich Rebhühner als Leitart für strukturreiche Ackerlandschaften an. Die Art wurde daher ähnlich wie die prioritär bedeutenden Arten in einem eigenen Erfassungsprogramm behandelt. Die in vielen Teilen Europas z. T. dramatischen Bestandsrückgänge in den letzten Jahrzehnten unterstreichen die Sonderstellung des Rebhuhns (POTTS 1986, BAUER 1988, TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, BERG 1997). Dies führte zur Einstufung als SPEC 3-Art, also einer Art, die einen ungünstigen Erhaltungszustand aufweist (TUCKER & HEATH 1994). In Österreich ist das Rebhuhn in der aktuellen Roten Liste in der Kategorie VU (vulnerable; entspricht „gefährdet“) zu finden (FRÜHAUF, in Druck). Ursachen für diese Rückgänge liegen in der Modernisierung der Landwirtschaft, erhöhtem Einsatz von Agrochemikalien, der zu einer Reduktion des für die Jungenaufzucht benötigten Insektenangebots führt, sowie Strukturbereinigungen (u.a. ONDERSCHEKA 1986, BAUER 1988, POTTS & AEBISHER 1994, TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, BERG 1997, POTTS 1997).

2. Methode

2.1 Erfassung der Bestände und Verbreitung

Die durch das Rebhuhn unter Berücksichtigung der Habitatansprüche besiedelbare Fläche Wiens umfasst 116,91 km², die großteils als Agrarflächen genutzt werden. Weitere potentielle Habitate sind in Kiesgruben und Industriebrachen vorhanden. Die – grundsätzlich als Rebhuhn-Habitat geeigneten – Weinbauflächen rund um Sievering und Grinzing wurden nicht nach Vorkommen abgesucht, da in den Jahren davor trotz intensiver Begehungen im Rahmen des Projekts keine Rebhuhn-Nachweise geglückt waren. Auch die Donauinsel wurde nicht kartiert, da von dort aktuelle Daten zur Verfügung standen (RAAB 2002).

Wegen einer möglicherweise vorliegenden geklumpten Verteilung der Vögel wurde die gesamte potentiell besiedelbare Fläche begangen. Die Kartierung rufender Hähne erschien im Verhältnis zu anderen Methoden als am wenigsten aufwändig und ehestens für eine so großflächige Erfassung geeignet (BIBBY et al. 1992, PEGEL 1987). Die höchste Rufaktivität herrscht zur Zeit der Revierbesetzung und Paarbildung im März. Mit dem Grad der Verpaarung und mit dem Anwachsen des Anteils verpaarter Tiere nimmt die Rufaktivität ab (JENKINS 1961). Um diese Unsicherheit zu umgehen, wurden neben der Registrierung von Spontanrufen Tonbandgeräte eingesetzt, da durch das Abspielen von Revierrufen „Antwort-Rufe“ provoziert werden können (BIBBY et al. 1992, PEGEL 1987). In der Regel ist die Rufperiode morgens auf eine Stunde nach Sonnenaufgang und abends eine Stunde vor Sonnenuntergang beschränkt (GLUTZ v. BLOTZHEIM 1973, PANEK 1998). Durch diese zeitliche Limitierung war es notwendig, die Kartierung mit dem Auto oder Fahrrad durchzuführen. Alle 500 m wurde an einem Punkt gestoppt und 2 Minuten lang gehorcht. Wurde kein spontan rufender Rebhahn vernommen, wurde mit einem Tonbandgerät 2 Minuten lang mit Rebhuhn-Revierrufen gelockt. Anschließend wurde noch eine Minute gewartet. Die Aufnahmepunkte wurden so gelegt, dass die gesamte potentiell besiedelbare Fläche abdeckt wurde (PANEK 1998).

Die rufenden Hähne wurden auf einer Karte eingetragen und es wurde besonders auf simultan rufende Individuen geachtet, um Doppelzählungen zu vermeiden (PEGEL 1987). Auch Paare oder revieranzeigende Verhaltensweisen wie Revierkämpfe wurden notiert. Dadurch wurde es möglich, genaue Bestandschätzungen durchzuführen. Für die Darstellung der Verbreitung wurden zusätzlich Streudaten aus anderen Erhebungen des Projektes und aus dem BirdLife-Archiv herangezogen. Es wurden nur Daten aus den Jahren 2000-2002 verwendet.

Zur Bestandsangabe wurden die Nachweise besetzter Reviere als Brutpaare angenommen, wie es in der Fachliteratur üblich ist und auch nach eigenen Erfahrungen als gerechtfertigt erschien, da ein Großteil der Nachweise erst durch Einsatz von Klangattrappen gelang, was als Hinweis auf eine bereits erfolgte Verpaarung zu werten ist (DÖRING & HELFRICH 1986 in HARBODT & RICHAZ 1992, PANEK 1998).

Um die Entwicklung des Rebhuhnbestandes in den letzten Jahrzehnten abschätzen zu können, wurden Daten aus dem BirdLife-Archiv und aus der im Auftrag der MA 22 durchgeführten Vogelkartierung verwendet (BÖCK 1983). So wurden die Daten zu den Winterketten auf der Donauinsel aus dem BirdLife-Archiv herangezogen, um den Trend exemplarisch darzustellen. Ketten im Winter eignen sich zur Darstellung von Entwicklungen, weil Rebhühner eine geringe Mobilität aufweisen und sich auch im Winter kaum von ihren Bruthabitaten entfernen (MCCABE & HAWKINS 1946, JENKINS 1961).

2.2 Habitatkartierung

Rebhühner verteidigen kein Revier im allgemeinen Sinn, sondern halten sich hauptsächlich in einem Wohngebiet (sog. „home range“) auf. Von diesem wird nur ein kleiner Teil verteidigt. Die Größe des Kernbereiches des Wohngebiets wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich angegeben, liegt jedoch in der Größenordnung von 2 bis 5 ha (DÖRING & HELFRICH 1986 in EISLÖFFEL 1996, FLADE 1994). In dieser Untersuchung wurden auf einer Fläche von 3,14 ha – entsprechend einem Radius von 100 m um den Rufnachweis – Habitatstrukturen aufgenommen (EISLÖFFEL 1996). Diese Fläche wurde als repräsentativer Teil des Wohngebiets eines Rebhuhns angenommen und wird im folgenden als „Rebhuhn-Revier“ bezeichnet. Insgesamt wurden in 38 zufällig ausgewählten Rebhuhn-Revieren Habitatparameter erhoben. Weitere 54 Vergleichsflächen, die etwa das Angebot an Lebensraum widerspiegeln sollten, wurden durch Zufallsauswahl aus allen offenen, meist landwirtschaftlich genutzten, Landschaften Wiens ausgewählt. Durch einen Vergleich der Rebhuhn-Reviere mit den Vergleichsflächen sollten die spezifischen Habitatansprüche erkannt, Gefährdungsursachen dargestellt und entsprechende Schutz- und Managementmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Auf den Probeflächen wurden Nutzungen und Strukturen notiert, wobei die Mehrzweckkarte der Stadt Wien als Grundlage diente. Bei der Kartierung wurden im Vergleich mit der Mehrzweckkarte alle Veränderungen notiert, die angebauten Feldfrüchte erhoben, sowie die Höhe aller im Probekreis vorkommenden Gehölze und Gehölzgruppen geschätzt. Bei brach liegenden Flächen wurde die Dichte der Vegetation in zwei Kategorien erhoben: „schütter“ für Brachen mit vorwiegend weniger als 70 % Bodendeckung und „dicht“ für Brachen mit vorwiegend mehr als 70 % Bodendeckung. Ausschlaggebend für die Einteilung war die Frage, ob die Dichte der Brache ausreicht, dem Rebhuhn Deckung zu geben (Störung, Räuber). Als Nutzungsform „Brache“ galten nur jene Flächen, die eine Mindestbreite von 1 m aufwiesen (vgl. PANEK & KAMIENIARZ 2000). Streifen mit einer Breite unter 1 m wurden als Randstreifen gewertet (s. u.). Die Habitatkartierungen erfolgten im Anschluss an die Brutsaison innerhalb von 2 Wochen im Juli und August 2002.

Nach den Feldnotizen wurden dann im geographischen Informationssystem verschiedene Habitatparameter vermessen:

- Entfernung zur nächsten Straße, zum nächsten Feldweg und zur nächsten Siedlungsfläche
- Flächenanteil aller im Probenkreis angebauten Feldfrüchte
- Länge und Breite aller Gehölze im Probenkreis
- Einzelbaumanzahl
- Länge aller Randstreifen (Wegränder o.ä.) mit einer maximalen Breite von 1 m (breitere Streifen wurden als Brache aufgenommen)
- Anzahl der agrarisch genutzten Parzellen

Die Variable „Straße“ wird hier als Zubringer zu Siedlungen oder Verbindungsweg zwischen Siedlungen definiert und ist jedenfalls asphaltiert/betoniert. Feldwege sind nach unserer Definition Wege, die nur zum Befahren der Äcker genutzt werden. Bis auf einige Ausnahmen sind diese nicht mit Asphalt befestigt und zeichnen sich oft durch grüne Mittel- und/oder Randstreifen aus.

2.3 Auswertung

Die erhobenen Feldnutzungen wurden für jede Probefläche in die folgenden Kategorien eingeteilt:

- Wintergetreide
- Sommergetreide: Gerste, Hafer, Hirse
- Hackfrucht: Kartoffel, Zuckerrüben
- „Gemüse“: Bohnen, Erbsen, Karotten, Kohl, Lauch, Petersilie, Salat, Spargel. Aufgrund der ähnlichen Struktur wurde auch ein Erdbeerfeld in diese Kategorie gestellt.
- Weingarten
- Mais
- Raps
- Brache: Brachen, Luzerne
- Gehölz: Gebüsch, Hecken, Windschutzgürtel, Wald
- Siedlungen: Siedlungsgebiet wie Häuser, Gärten oder Straßen, Glashäuser, Industriegebiete. In diese Kategorie wurden auch die in je zwei Probeflächen vorkommenden Baumschulen bzw. Golfplätze aufgenommen.

Korrelationen unter den Variablen wurden parameterfrei mit der Spearman-Rangkorrelation überprüft. Die Daten aus den Rebhuhn-Revieren und von den Vergleichsflächen wurden mit dem U-Test nach Mann-Whitney (ZÖFEL 1992) statistisch auf Unterschiede überprüft. Die Regressionsanalyse wurde mit Hilfe des Programms „MUREG“ von a.o. Prof. Hans Nemeschkal (Universität Wien) mit 1000 Randomisierungen durchgeführt. Das Signifikanzniveau wurde jeweils mit $p < 0,05$ festgelegt.

3. Ergebnisse

3.1 Rebhuhn-Vorkommen in Wien

Das Rebhuhn kommt in Wien fast ausschließlich auf landwirtschaftlich genutzten Flächen vor (Anhang 1 und 2). Vorkommen in Industriegebieten sind ausgesprochen rar und hängen wohl mit dem hohen Verbauungsgrad der Flächen zusammen. Großflächige Brachen sind in den Industriegebieten Wiens ausgesprochen selten. Auch Kiesgruben wurden gegenüber unseren Erwartungen nur selten angenommen. Eine Besonderheit stellt das isolierte Vorkommen auf den Wiesenflächen der nördlichen Donauinsel dar (RAAB 2002). Vergleicht man das jetzige Verbreitungsbild mit den Ergebnissen der Biotopkartierung der MA 22 aus den Jahren 1982 und 1983 so kann man eindeutige Arealverluste feststellen (BÖCK 1983). Die Vorkommen in der Lobau und im Gütenbachtal sind vollkommen verschwunden. Ähnliche Entwicklungen sind auch im Süden Wiens zu verzeichnen. So wurden die letzten Exemplare am Wienerberg im Winter 1996/97 gemeldet (A. NEMETSCHKE). Der 11. Bezirk wurde im Laufe der letzten Jahrzehnte bis auf wenige Stellen geräumt. So finden sich noch bis Ende der 80-iger Jahre regelmäßige Meldungen. Ab Anfang der 90-iger Jahre gibt es nur sporadische Sichtungen (A. RANNER, E. KARNER). Auch die Bestände der Donauinsel dürften Rückgänge erfahren haben. Um die Bestandsrückgänge in Teilgebieten Wiens exemplarisch darzustellen, wurden aus dem BirdLife-Archiv Daten von der Donauinsel, die als ein zentrales Vorkommen anzusehen sind, verwendet. Wie in Abb. 2 ersichtlich, nimmt die maximale Größe der beobachteten Winterketten über die Jahre hinweg signifikant ab ($y = -0,19x + 1994,7$; $p < 0,05$).

Insgesamt wurden 134 Brutpaare (BP) bei der Artkartierung gefunden. Weitere 15 BP ergaben sich aus den Streudaten aus den Jahren 2000-2002, womit sich für Wien ein Bestand von 120 - 150 BP ergibt. Dies entspricht - bezogen auf die gesamte Stadtfläche - einer Dichte von 0,29 – 0,36 BP / km². Nimmt man nur die potentiell besiedelbaren Flächen als Grundlage, so kommt das Rebhuhn in den Agrar- und Industrieflächen Wiens mit einer Dichte von 1,03 – 1,28 BP / km² vor.

Die Verbreitungsschwerpunkte liegen an den Hängen des Laaer Bergs in Richtung des Verschiebebahnhofs Kledering und Unterlaa. Hier erreicht das Rebhuhn Dichten bis max. 10 BP/km². Ein weiteres zentrales Vorkommen stellen die Agrarflächen mit max. 11 BP/km² um Neueßling dar (Lange Neurisse, Breitenfeld). Die Gebiete in Stammersdorf weisen mit max. 6 BP/km² schon deutlich geringere Dichten auf. Trotzdem zählen die Flächen um die Schießstätten, in den breiten Lissen und hinter der Van-Swieten-Kaserne (Heeresspital) zu den wichtigsten Verbreitungsschwerpunkten des Rebhuhns in Wien. Auch die Flächen öst-

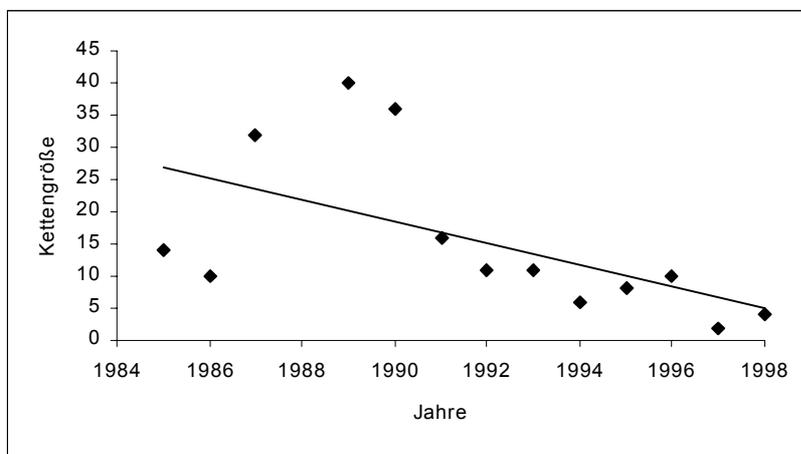


Abb. 2: Entwicklung des Rebhuhn-Winterbestandes auf der Donauinsel. Der negative Trend ist deutlich erkennbar ($0,19x + 1994,7$; $p < 0,05$).

lich vom Golfplatz bei Süßenbrunn und die Bereiche nördlich der Opelwerke in Aspern gehören mit 4 BP/ km² bzw. 3 BP/ km² zu den bedeutenden Vorkommensschwerpunkten in Wien. Eine Sonderstellung nimmt wie oben erwähnt die Donauinsel ein, wo das Rebhuhn Dichten bis max. 5 BP/ km² erreicht, und damit sicher ein auch zentrales Vorkommen darstellt.

3.2 Habitatpräferenzen des Rebhuhns in Wien

3.2.1 Flächennutzung

Die dominierende Nutzungsform in Wien ist Wintergetreide mit einem Anteil von über 30 % auf allen Untersuchungsflächen. Der Anteil an Siedlungen erreichte mit 13,6 % in Revieren und 20,7 % auf Vergleichsflächen recht hohe Werte (Abb. 3). Die weiteren Nutzungen lagen mit Ausnahme von Brachen unter 10 %. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen Rebhuhn-Revieren und Vergleichsflächen wurden nur bei Brachen und Raps gefunden.

Der gesamte Brachenanteil in Rebhuhn-Revieren beträgt 15,9 %, während der Anteil an Brachen auf Vergleichsflächen nur 10,7 % beträgt. Dieser Unterschied lag knapp über dem geforderten Signifikanzniveau (Mann-Whitney: $z = -1,839$; $p = 0,066$), aber bei einer Unterteilung der Brachfläche in schütterere und dichte Brachen zeigte sich, dass ein signifikanter Unterschied zwischen Rebhuhn-Revieren und Vergleichsflächen beim Anteil dichter Brachen besteht (Mann-Whitney $z = -2,505$; $p = 0,012$). Der Anteil dichter Brachen in den Revieren lag mit 9,1 % deutlich über dem Anteil auf den Vergleichsflächen, die nur einen Wert 5,6 % erreichten. Der Anteil schütterer Brachen ist demgegenüber mit 6,8 % in den Revieren und 5,1 % auf den Kontrollflächen nahezu gleich (Mann-Whitney $z = -0,014$; $p = 0,989$). Als entscheidend erwies sich auch die Anzahl an Brachen (Mann-Whitney: $z = -2,354$; $p = 0,019$). So waren in Rebhuhnrevieren mit durchschnittlich 1,16 ($\pm 1,68$) eine höhere Anzahl an Brachen zu finden als auf Vergleichsflächen, die im Mittel 0,91 ($\pm 1,1$) Brachen aufwiesen.

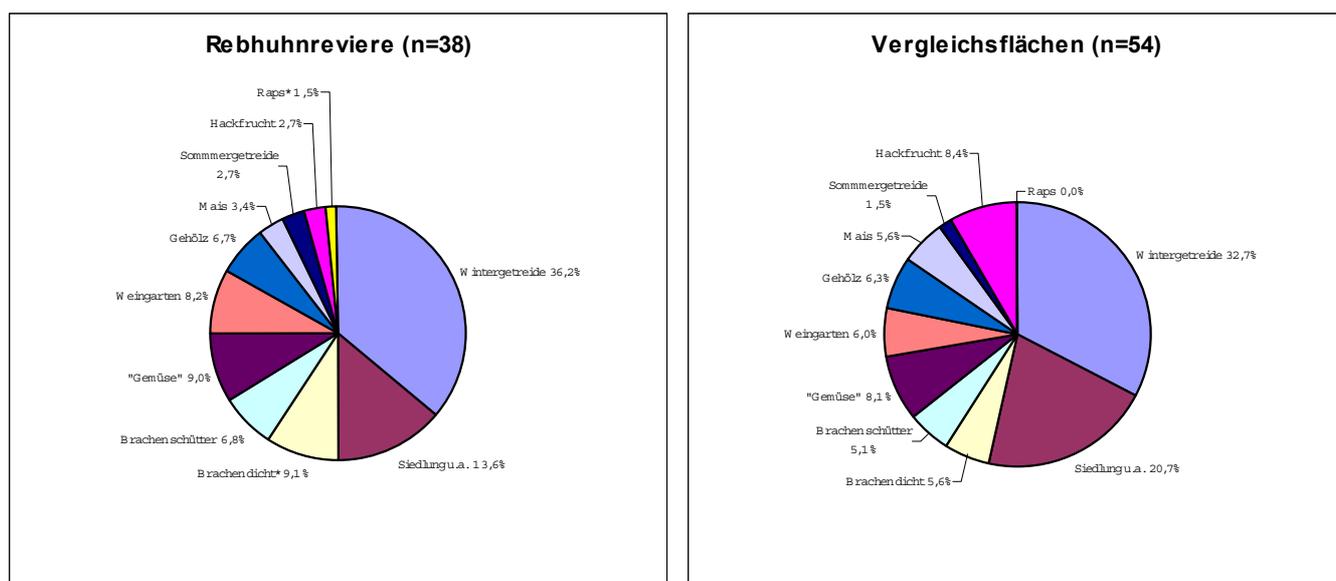


Abb. 3: Flächennutzung von Rebhuhn-Revieren und Vergleichsflächen in Wien. Untersucht wurde jeweils die Fläche in einem Radius von 100 m (3,14 ha) um Rebhuhn-Revierzentren und von zufällig ausgewählten Vergleichsflächen. Signifikante Unterschiede (U-Test nach Mann-Whitney, $p < 0,05$) sind mit einem Stern gekennzeichnet.

Raps wurde in 16 % der Rebhuhn-Reviere festgestellt, dagegen fehlte er in der Vergleichsgruppe völlig. Dadurch erklärt sich der signifikante Unterschied zwischen Revieren und Untersuchungsflächen, obwohl Raps nur einen Flächenanteil von 1,5 % in den Revieren erreicht (Mann-Whitney: $z = -3,001$; $p = 0,003$).

In den Flächenanteilen aller anderen Nutzungskategorien bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen Rebhuhn-Reviere und Vergleichsflächen (Tab. 1). Am ehesten deutet sich ein Unterschied im Anteil der Siedlungsfläche an. Die Kategorie „Siedlungen“ hatte an Rebhuhn-Reviere einen Anteil von 13,6 %, bei den Vergleichsflächen 20,7 % (Mann-Whitney $z = -1,569$, $p = 0,117$).

3.2.2 Entfernung zu Siedlungen, Straßen und Feldwegen

Signifikante Unterschiede zwischen Rebhuhn-Reviere und Vergleichsflächen bestehen bei allen drei Parametern. Die prozentuelle Häufigkeit verschiedener Entfernungsklassen ist in Abb. 4 dargestellt.

Rebhuhn-Reviere sind deutlich weiter von Siedlungen entfernt als die Vergleichsflächen (Median 320 m gegenüber 140 m; Mann-Whitney $z = -2,149$, $p = 0,032$; s. Tab. 1). Die Entfernung zur nächsten Straße ist bei Rebhuhn-Reviere ebenfalls größer (Median 250 m gegenüber 120 m; Mann-Whitney $z = -2,491$, $p = 0,013$). Bei der Entfernung zum nächsten Feldweg ist es umgekehrt. Rebhuhn-Reviere liegen hier näher am nächst gelegenen Feldweg als Vergleichsflächen (Median 43,5 m gegenüber 70 m; Mann-Whitney $z = -2,331$, $p = 0,02$). Hier gilt zu beachten, dass einerseits Siedlungen und Straßen einen starken Zusammenhang (Spearman: $r_s = 0,64$; $p = 0,000$) zeigen, und andererseits Feldwege mit Entfernung zu Siedlungen und Straßen (Spearman: $r_s = -0,31$; $p = 0,000$) zunehmen.

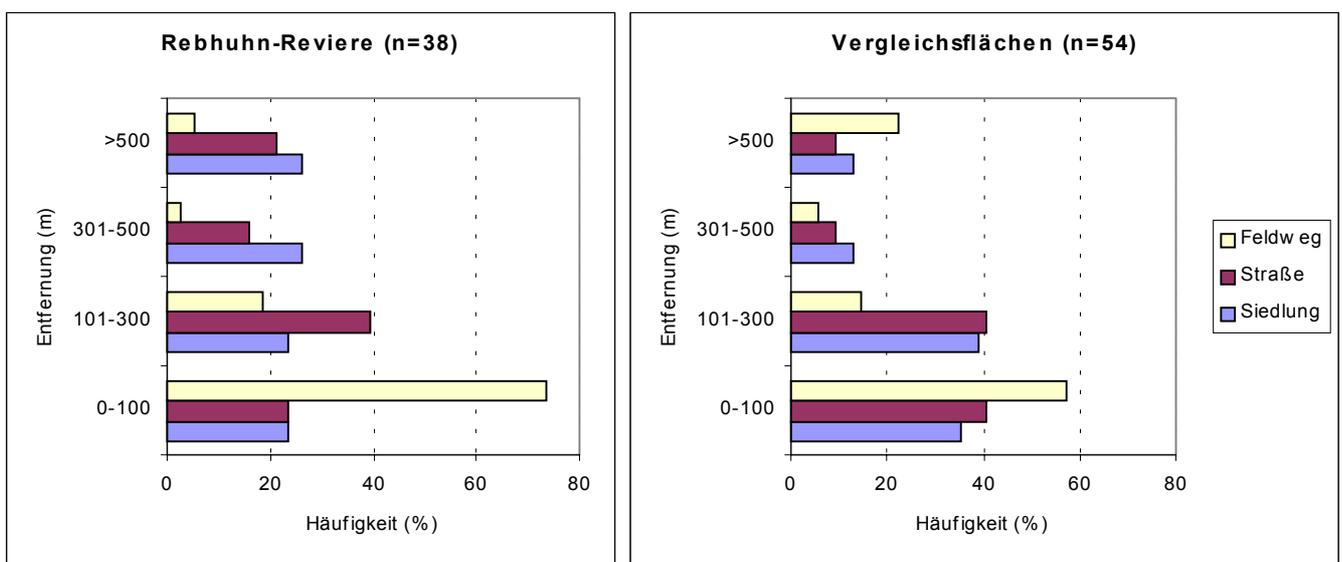


Abb. 4: Entfernung des Mittelpunkts von Wiener Rebhuhnrevieren zum jeweils nächsten Feldweg, zur nächsten Straße und zur nächsten Siedlung im Vergleich zu Flächen ohne Rebhuhnrevier. Bei allen drei Parametern ist der Unterschied zwischen Rebhuhnrevieren und Vergleichsflächen signifikant (U-Test nach Mann-Whitney, $p < 0,05$).

3.2.3 Gehölzparameter

Rebhuhn-Reviere zeigen eine Tendenz zu einer höheren Anzahl von Gehölzgruppen als die Vergleichsflächen (Mann-Whitney: $z = -1,849$; $p = 0,064$; Abb. 6). Falls Gehölzgruppen auf den Flächen vorhanden waren, waren diese auf den Vergleichsflächen signifikant kürzer ($\chi^2 = 12,97$; $p < 0,01$; Abb. 5). So waren etwa 45 % der Buschgruppen auf den Vergleichsflächen und nur 13 % der Reviere kürzer als 20 m. Dagegen war in der Höhe der Gehölze kein Unterschied zu finden ($\chi^2 = 3,35$; $p > 0,5$). Auch Einzelgehölze waren in Revieren und auf den Vergleichsflächen gleich häufig zu finden (Mann-Whitney: $z = -1,05$; $p = 0,29$).

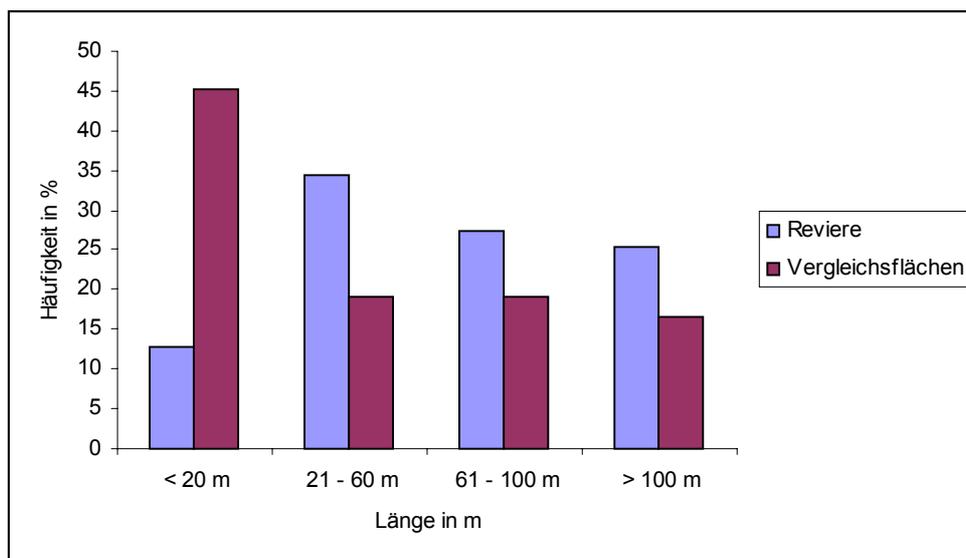


Abb. 5: Länge der Gehölze im Umkreis von 100 m um Rebhuhn-Revierzentren und auf Vergleichsflächen. Auf Vergleichsflächen finden sich signifikant kürzere Gehölze ($\chi^2 = 12,97$; $p < 0,01$).

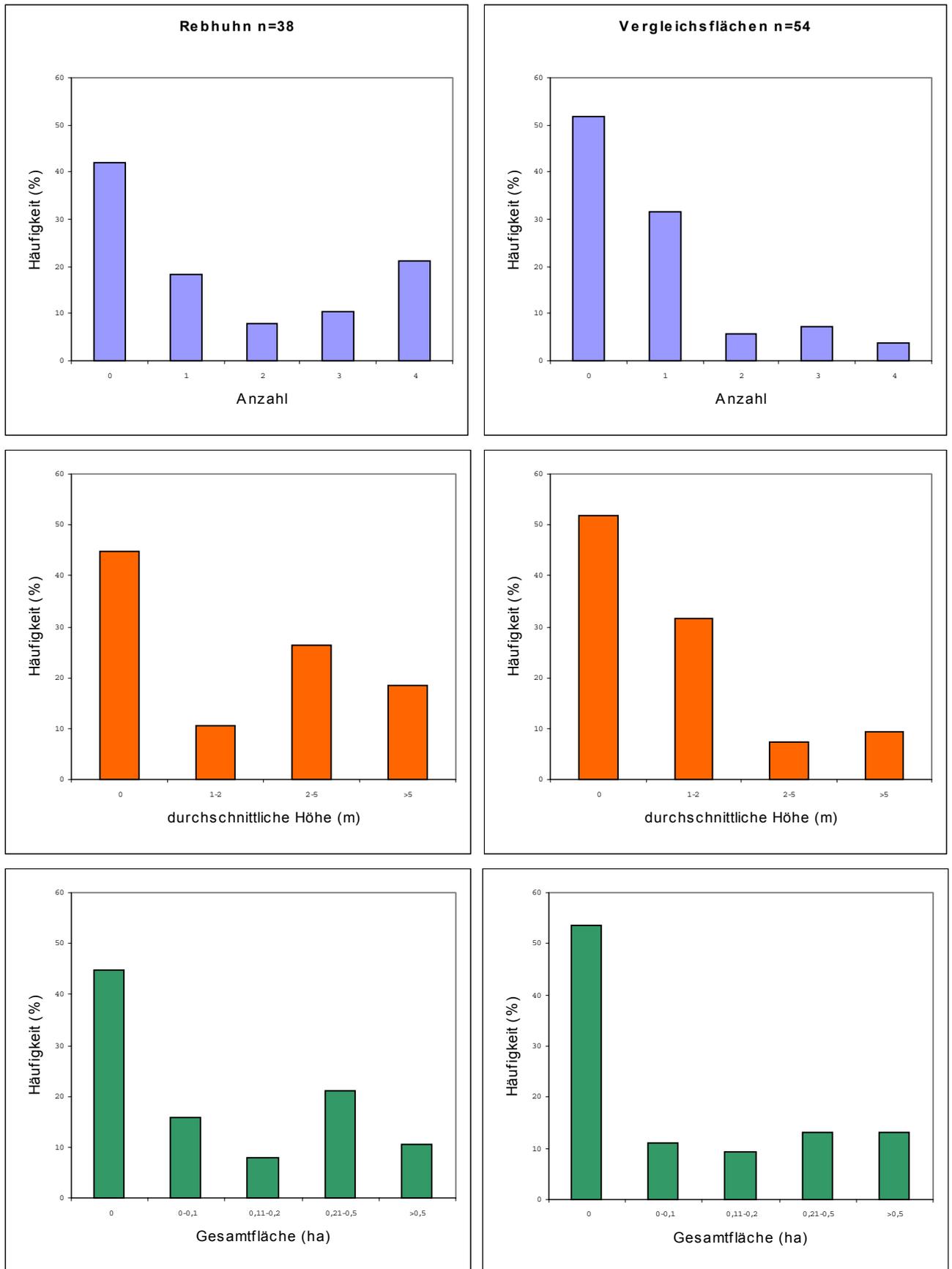


Abb. 6: Gehölze im Umkreis von 100 m um Rebhuhn-Revierzentren und auf Vergleichsflächen. Dargestellt sind die Parameter Anzahl an Gehölzgruppen, durchschnittliche Höhe der Gehölzgruppen und Gesamtfläche aller Gehölze im 100 m-Radius (3,14 ha Gesamtfläche). Es bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen Rebhuhn-Revierern und Vergleichsflächen

4. Diskussion

4.1 Rebhuhn-Vorkommen in Wien

Die zentralen Vorkommen des Rebhuhns finden sich bei Stammersdorf, in Aspern, in Neudorf, an den Abhängen des Laaer Bergs und auf der Donauinsel. Großflächig erreicht das Rebhuhn in Wien Dichten von 0,29 – 0,36 BP/km². Dies entspricht den Dichten aus anderen Großstädten, die zwischen 0,1-0,6 BP/km² liegen (FLADE & JEBRAM 1995, LUNIAK et al. 2001, MITSCHKE & BAUMUNG 2001). Betrachtet man nur die potentiell besiedelbare Fläche (Agrar- und Industrieflächen), so kommt das Rebhuhn in Wien mit 1,03 bis 1,28 BP / km² vor, wobei kleinflächig Dichten von 10 – 11 BP/km² erreicht werden können. In Bremen wird auf vergleichbaren Flächen von Dichten von 0,2 – 0,5 BP/km² berichtet (SEITZ & DALLMANN 1992). Nach PEGEL (1987) werden in Deutschland am häufigsten Dichten bis zu 2 BP/km² angetroffen, wobei Dichten über 6 BP/km² nur mehr lokal auftreten. Dies entspricht auch den Werten aus anderen Untersuchungen, die kleinflächige Dichten bis 11 BP/km² angeben (u.a. WATZINGER 1987, EISLÖFFEL 1996, PANEK & KAMIENIARZ 2000). Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Dichten in Wien den derzeitigen (wohl geringen) Abundanzen anderer Siedlungs- und Agrargebieten Europas entsprechen.

Betrachtet man Daten aus den letzten Jahrzehnten, so lassen sich deutliche Arealverluste und Bestandsrückgänge feststellen (BÖCK 1983, ARCHIV BIRDLIFE ÖSTERREICH). Ein Beispiel aus dem Süden Wiens zeigt deutlich, welche dramatischen Rückgänge in diesem Zeitraum stattgefunden haben. So wurde im Raum Wiener Neustadt festgestellt, dass sich die Dichten zwischen 1984 und 1987 auf 4 Probeflächen (48,4 bis 188,5 ha) von 21,4 – 76,1 BP/km² auf 4,2 – 11 BP/km² reduzierten WATZINGER (1987). In Österreich gingen die Abschusszahlen des Rebhuhns von 427.000 Individuen 1994 auf 13.000 im Jahr 1986 zurück (ein Rückgang um 97%!; zit. in BAUER 1988), wodurch man auf einen alarmierenden Rückgang im Bestand schließen kann. Dies deckt sich auch mit Ergebnissen aus anderen Teilen Europas, wo es in den letzten Jahrzehnten zu teils dramatischen Rückgängen gekommen ist (TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996). Die Ursachen dieser Rückgänge sind unterschiedlich und reichen von Modernisierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft, die u.a. zu verstärkter Flurbereinigung und großflächigen Monokulturen führten, bis zu Verlust von Ackerwildkräutern und damit einhergehend einer dramatischen Verschlechterung im Insektenangebot (u.a. TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER 1996, BERG 1997).

4.2 Habitat

Zwei Punkte zeichnet die Nutzung der Landschaft in Rebhuhn-Habitaten aus: der große Anteil an dichten Brachen im Umkreis von 100 m um das Revierzentrum, und das Vorkommen von Rapsanbau. Auch auf repräsentativ ausgewählten Naturraumflächen in Rheinland-Pfalz konnte eine deutliche Bevorzugung von Brachflächen festgestellt werden (EISLÖFFEL 1996). Bei umfangreichen Untersuchungen in verschiedenen deutschen Bundesländern wurde eine positive Korrelation der Siedlungsdichte von Rebhühnern und dem Vorkommen ungenutzter Flächen, dem Grenzlängenwert (= Anzahl der Parzellen) und der Länge permanenter Deckungstreifen festgestellt (PEGEL 1987). Nach PANEK & KAMIENIARZ (2000) steigt die Rebhuhndichte in Polen generell mit der Anzahl der Felder bzw. Parzellen pro Quadratkilometer. In dieser Studie ergab sich kein Unterschied bezüglich der Länge an Randstreifen (≈ Deckungstreifen) oder der Anzahl der Parzellen. Das spricht nicht gegen die Wichtigkeit von Randstreifen für Rebhühner; vielmehr sind Randstreifen in Wien auch in unbesiedelten Flächen in ausreichender Zahl vorhanden.

Dagegen zeigten Rebhühner eine deutliche Bevorzugung von Gebieten mit einer hohen Anzahl an dichten Brachen. Dies bedeutet, dass Strukturen alleine nicht ausreichen, sondern dass die Qualität dieser Strukturen von entscheidender Bedeutung ist. Dichte Brachen sind

für Rebhühner in mehrfacher Hinsicht besonders wichtig: sie bieten ganzjährig Versteckmöglichkeiten, einen guten Neststandort und eine Vielzahl an Insekten als Aufzuchtfutter für die Jungvögel (BRÄSECKE 1995, EISLÖFFEL 1996, PANEK & KAMIENIARZ 2000). Weiters führen nach JENKINS (1961) dichte Strukturen zu geringeren Abständen zwischen den Paaren als dies bei weiten und offeneren Strukturen der Fall ist. Er führt dies auf die Kontaktscheuheit der Vögel gegenüber ihren Artgenossen zurück.

Das Vorkommen von Rapsfeldern in Rebhuhn-Revieren ist trotz der geringen Stichprobe (insgesamt 6 Rebhuhn-Reviere mit Rapsanbau) signifikant höher als in Vergleichsflächen, da in letzteren Raps gänzlich fehlte. Obwohl dieses Ergebnis aufgrund des geringen Auftretens von Rapsschlägen vorsichtig zu interpretieren ist, kann davon ausgegangen werden, dass Raps für Rebhühner von Bedeutung sein kann. Sowohl Rapssamen als auch grüne Pflanzenteile werden von Rebhühnern gerne als Nahrung angenommen. Zusätzlich können Rapsfelder auch als Nistplatz dienen (WILSON et al. 1996, BOMMER 2000, TEUFELBAUER 2002). Eine negative Korrelation zwischen Rebhuhn-Siedlungsdichte und Anbauhäufigkeit von Zuckerrüben wird von PEGEL (1987) beschrieben. Ein derartiger Zusammenhang konnte trotz des höheren Anteils an Hackfrüchten auf den Vergleichsflächen nicht festgestellt werden. Ebenso wenig konnte die von PEGEL (1987) beschriebene negative Korrelation der Rebhuhn-Siedlungsdichte mit der Anbauhäufigkeit von Winterweizen für Wien nachgewiesen werden.

Zentrale Bedeutung kommen anthropogenen Einflüssen zu. So war ein deutliches Meiden von Siedlungen und Straßen durch Rebhühner feststellbar, das auch in anderen Studien belegt wird (BRÄSECKE 1995, EISLÖFFEL 1996). Auch der Anteil an Siedlungsfläche im Umkreis von 100 m vom Rufnachweis war in Rebhuhn-Revieren geringer, jedoch statistisch nicht signifikant. Siedlungen und Straßen führen zu Fragmentierung der Lebensräume von Arten. In vielen Arbeiten wird auf die Gefahr der Fragmentierung und ihren negativen Einfluss auf das Vorkommen von Arten hingewiesen (MERRIAM 1988, BENNETT 1990, SAUNDERS et al. 1991, HAILA et al. 1993, WIENS 1994, GLITZNER et al. 1999). Fragmentierung führt neben allgemeinen Habitatverlusten zur Aufsplitterung des Vorkommens einer Art, zu schwer überwindbaren Hindernissen bei der Ausbreitung und kann den Genfluss zwischen Populationen unterbrechen. Insbesondere Arten mit geringer Mobilität sind stark von diesen Auswirkungen betroffen. Auch das Rebhuhn zählt zu den weniger mobilen Arten, da es ausgesprochen standortstreu ist und Wanderungen über mehrere Kilometer nur in eingeschränktem Ausmaß stattfinden (JENKINS 1961, PALUDAN 1963, GLUTZ VON BLOTZHEIM 1973).

Neben den strukturellen Konsequenzen von Fragmentierung können Störungen einen weiteren Aspekt darstellen. Gerade die Freizeitnutzung hat in den letzten Jahren massiv zugenommen und gerät immer häufiger in Konflikt mit Naturschutzinteressen (GEORGII 2001, REICHHOLF 2001). Die Auswirkungen von Störungen sind mehrschichtig und oft nicht einfach nachvollziehbar. Sie reichen von Fluchtverhalten, über Brutverlust bis zu physiologischen Stress (u.a. EICHELMANN 1993, HÜPPOP 1995, REICHHOLF 2001). Nach EISLÖFFEL (1996) sind Störungen durch Menschen der größte Problemfaktor für Rebhühner. Störungen sind für Rebhühner v.a. zur Zeit der Jungenaufzucht und im Winter problematisch. Während der kalten Jahreszeit vermeiden die Vögel Standortwechsel, da sich diese negativ auf ihr Energiebudget auswirken (VODNANSKY 1998, VODNANSKY & NOVAK 2000). Vor allem in siedlungsnahen Gebieten kann dies zum Tragen kommen, wo Spaziergänger und Hunde den größten Anteil an Störungen haben (EISLÖFFEL 1996). Andererseits erreicht das Rebhuhn gerade an beliebten Ausflugszielen wie z.B. in Stammersdorf und am Laaer Berg sehr hohe Dichten. Auch andere Autoren fanden sehr hohe Dichten in störungsintensiven Gebieten (BERLICH & MÜLLER 1984, EISLÖFFEL 1995 beide zit. in EISLÖFFEL 1996). Durch gezielte Untersuchungen zu Auswirkungen von Störungen und deren Einfluss auf den Bruterfolg könnten diese Fragen geklärt werden. Gerade in städtischen Lebensräumen wäre es wichtig, Störungen abschätzen zu können, um einen Ausgleich zwischen Naturschutzinteressen und Erholungsbedürfnissen der Bevölkerung zu finden.

Eine weiterer anthropogen bestimmter Faktor ist die Dichte der Feldwege. So lagen die untersuchten Rebhuhn-Reviere signifikant näher zu Feldwegen als die Vergleichsflächen. Feldwege können in diesem Zusammenhang als Strukturbereicherung angesehen werden. Da sie meist nicht befestigt sind, werden viele Feldwege von ein oder mehreren Grünstreifen begleitet, die von Rebhühner gerne angenommen werden. Befunde aus anderen Untersuchungen bestätigen diese Ergebnisse. So fanden GREEN (1984) sowie PANEK & KAMIENIARZ (2000) eine Präferenz der Rebhühner für Randstreifen und eine Vermeidung der Zentren großer Felder. EISLÖFFEL (1996) spricht Graswegen Bedeutung für Rebhühner zu und nach den Daten von PEGEL (1987) korreliert die Siedlungsdichte der Rebhühner positiv mit der Länge bewachsener Wege. In dieser Studie konnten wir aber keine Bevorzugung von Randstreifen feststellen. Hingegen zeigten Feldwege negative Korrelationen mit befestigten Straßen und Siedlungen. Dies bedeutet, dass mit steigender Entfernung zu Straßen und Siedlungen die Feldwege zunehmen. Somit liegt der Grund für die Nähe der Reviere zu Feldwegen in dem Meiden von Lebensraum zerschneidenden Elementen wie Straßen und Siedlungen und nicht in dem Aufsuchen von Feldwegen.

Gehölze stellen in Landschaften für viele Vogelarten wie Neuntöter (*Lanius collurio*) und eben das Rebhuhn wichtige Strukturelemente dar. Im praktischen Naturschutz werden Heckenanpflanzungen für Rebhühner als Schutz bei Schlechtwetter empfohlen (BRÄSECKE 1995) und in Bayern wurde die Flurbereinigung als Ursache für den Rückgang des Rebhuhns angesehen (REICHHOLF 1973). Während bei Einzelgehölzen keine Unterschiede in der Anzahl gefunden wurden, zeigen Reviere im Vergleich zu den Kontrollflächen Tendenzen zu einer höheren Anzahl an Buschgruppen. Bei Vorhandensein von Gehölzgruppen waren diese in Revieren signifikant länger als auf den Vergleichsflächen. Dies bedeutet, dass Gehölzgruppen Reviere aufwerten, aber nicht unbedingt notwendig sind, wobei längere Gehölzgruppen von mindestens 20 m Länge bevorzugt werden (PEGEL 1987, PANEK & KAMIENIARZ 2000). Vor allem zur Anlage des Nestes werden längere Gehölzreihen gerne angenommen (HELL 1965, BLANK et al. 1967).

4.3 Maßnahmen zur Stabilisierung und Verbesserung der Situation des Rebhuhns in Wien

Aufgrund der Ergebnisse dieser Untersuchung und der o. a. Befunde aus der Fachliteratur werden folgende Maßnahmen zur Stabilisierung bzw. Verbesserung der Situation des Rebhuhns in Wien vorgeschlagen.

1. Sicherung vorhandener Vorkommen

Die aktuellen Vorkommen des Rebhuhns – insbesondere die zentralen Kerngebiete – sollten gesichert werden. In Vorkommensgebieten sollte neben den weiter unten vorgeschlagenen Maßnahmen keine Änderung der Nutzung stattfinden. Bei geplanten bzw. beabsichtigten Nutzungsänderungen ist eine Überprüfung der Auswirkungen notwendig, da damit zu rechnen ist, dass Bestandsrückgängen in Kerngebieten gravierende negative Folgen für die gesamte Population Wiens haben.

2. Stilllegungen – Erhöhung des Brachflächenanteils in der Agrarlandschaft mit besonderem Augenmerk auf dichte Brachen

Der Anteil dichter Brachen in Rebhuhn-Revieren lag bei 9,1 %, wogegen der Anteil auf Vergleichsflächen nur 5,6 % erreichte. Bei Erhöhung des Anteils dichter Brachen auf 10 % der Agrarfläche Wiens wären positive Auswirkungen auf den Bestand an Rebhühner zu erwarten. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass ein größtmöglicher Effekt bei einer gleichmäßigen Verteilung der Brachen über alle landwirtschaftlich genutzt-

ten Flächen Wiens zu erzielen ist. Die Brachen sollten reichen Pflanzenwuchs aufweisen (Deckungsmöglichkeit, Neststandort, Nahrung) und mindestens 1 m breit sein. Etwa alle 2-3 Jahre sollten die Brachen gehäckselt werden. Einmal pro Jahr, nach der Brutsaison im September oder Oktober, sollte auf größeren Brachen (etwa ab 6 m Breite) eine Bodenbearbeitung - Grubbern oder Pflügen - stattfinden (vgl. Pflegemodelle K5 der Niederösterreich. Naturschutzabteilung).

Förderung von Ackerrandstreifen - das sind Ränder von Äckern auf denen keine Herbizideinsatz stattfindet und Ackerbeikräuter aufkommen können - würden das Nahrungsangebot z.B. für die Jungenaufzucht erhöhen und wären eine wünschenswerte Maßnahme (RASKIN et al. 1992, RASKIN 1995, KLEIJN & VERBEEK 2000).

In dieser Studie wurde nur der Brutaspekt beachtet. Hohe Bedeutung für Standvögel wie das Rebhuhn hat die Habitatausstattung im Winter, da Faktoren wie Nahrungserreichbarkeit oder Deckungsmöglichkeiten maßgeblichen Einfluss auf den Bestand haben. So können z.B. durch länger anhaltende Schneeperioden viele Nahrungsquellen unerreichbar sein. Das Anlegen von Winterbrachen, das Belassen von Stoppelfeldern und der Zwischenfruchtanbau (Raps, Senf, Ölrettich) erhöhen das Nahrungsangebot und die Deckungsmöglichkeiten im Winter (BRÄSECKE 1995, VODNANSKY 1998).

3. Strukturierung – Erhaltung/Neuanlage von Kleinstrukturen

Vor allem beim Ausbleiben von geeigneten Brachflächen erweisen sich strukturreiche Gebiete als attraktiv für Rebhühner. Vorhandene Kleinstrukturen (Hecken, Feldraine, u. ä.) in der Ackerlandschaft sollen auf jeden Fall erhalten bleiben bzw. gefördert werden, da sie, wie Brachen, als Deckungsmöglichkeit, Neststandort und Ort des Nahrungserwerbs von den Vögeln genutzt werden. Bei der Anlage/Erhaltung von Hecken ist die Vorliebe der Rebhühner für längere Heckenstreifen zu beachten. Die Anlage von Hecken (Anpflanzung heimischer Arten) sollte daher über mehr als 20 m erfolgen.

4. Fragmentierung der Landschaft – keine weitere Zerschneidung von Rebhuhn-Lebensräumen durch Straßen- oder Siedlungsneubau

Da Rebhühner standorttreue Vögel sind, sollen die zentralen Rebhuhnvorkommen Wiens in den landwirtschaftlich genutzten Flächen im 21. und 22. Bezirk nicht durch weitere Erschließungen wie Straßenneubau oder Siedlungsbau zerschnitten werden. Besondere Bedeutung haben diese Verbreitungsschwerpunkte dadurch, dass Rebhühner ausgesprochen reviertreu sind, und Reviere über Jahre hinweg besetzt sind. Gerade diese traditionellen Reviere weisen höheren Bruterfolg als nur sporadisch besetzte Reviere und sind deshalb besonders wertvoll (EISLÖFFEL 1996).

Aufgrund der Wichtigkeit von Mittel- und Randstreifen sollten Feldwege generell nicht asphaltiert werden.

5. Verzicht auf Bejagung

Nach dem Wiener Jagdgesetz ist Jagd auf Rebhühner in Wien derzeit in den Monaten September und Oktober möglich. Aufgrund des starken Bestandsrückganges des Rebhuhns in den letzten Jahrzehnten soll generell keine Bejagung der Vögel mehr stattfinden. Zu beachten ist, dass neben der direkten Verfolgung auch die Jagd auf andere Tiere (z. B. Feldhase *Lepus europaeus*, Fasan *Phasianus colchicus*) im Rebhuhn-Lebensraum erfolgt, und dadurch eine nicht unwesentliche indirekte Störung der Rebhühner erfolgen kann (BAUER & BERTHOLD 1996).

6. *Monitoring der Populationsdynamik*

Ein Monitoring der Bestandsentwicklung und der Populationsdynamik wäre wünschenswert. Besonders bei Standvögeln wie dem Rebhuhn ist es wichtig den gesamten Jahreszyklus zu beachten. Dementsprechend sollten neben einer Kartierung zur Brutzeit auch Kontrollen der Ketten im Herbst und Winter stattfinden, um Aussagen über den Bruterfolg treffen zu können und die Nutzung der Ackerflächen im Winter zu überprüfen. Die Auswirkungen der durchgeführter Managementmaßnahmen können nur über ein gezieltes ganzjährig stattfindendes Monitoring beurteilt werden. In diesem Zusammenhang sind auch weiterführende Untersuchungen zu Auswirkungen von Störungen wünschenswert.

5. Literatur

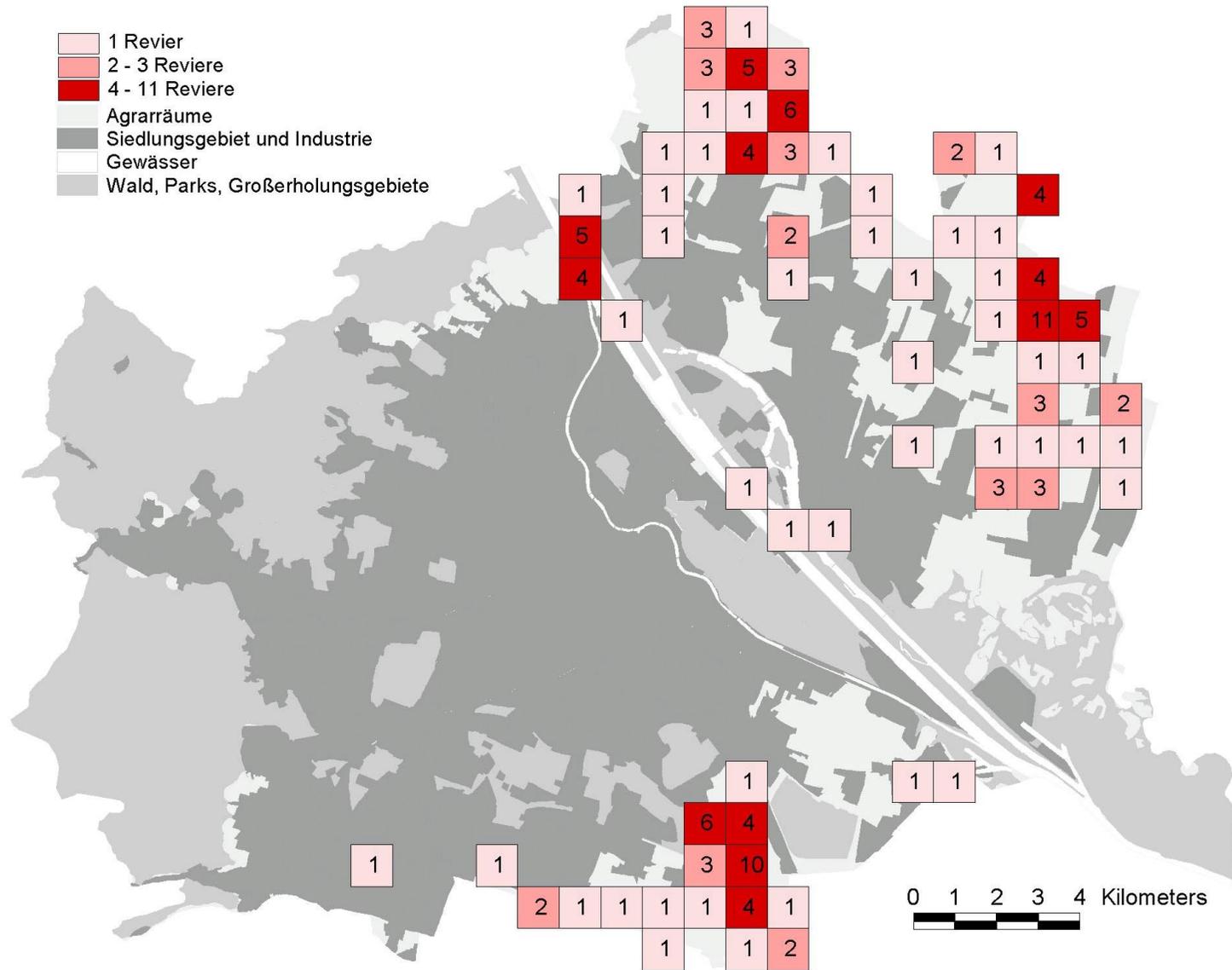
- BAUER, K. (1988): Agrarlandschaft. In: SPITZENBERGER, F. (Hrsg.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe Bd. 8. Wien. Bundesministerium f. Umwelt, Jugend und Familie: 19-41.
- BAUER, H. G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Europas - Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag. Wiesbaden.
- BENNETT, A. F. (1990): Habitat corridors. Their role in wildlife management and conservation. Victoria, Australia: Department of Conservation & Environment.
- BERG, H.-M. (1997): Rote Liste ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Vögel (*Aves*), 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 184 S.
- BIBBY, J. C., BURGESS, N. D. & D. A. HILL (1992): Methoden der Feldornithologie. Neumann Verlag Radebeul.
- BÖCK, F. (1983): Biotopkartierung der MA 22 - Vogelkartierung. Studie im Auftrag der MA 22.
- BLANK, T. H., SOUTHWOOD, T. R. E. & D. J. CROSS (1967): The ecology of the Partridge I. Outline of population processes with reference to chick mortality and nest density. J. Anim. Ecol. 36: 549-556.
- BOMMER, K. (2000): Ölsaaten als zunehmend bevorzugte Nist- und Nahrungsstätten für wildlebende Vögel und Säugetiere in Oberschwaben/Baden-Württemberg mit Ausblicken auf Mitteleuropa, Biozid-Anwendungen sowie Brutvögel in Hanf und Leguminosen. Orn Jh Bad.-Württ. 16: 85-176.
- BRÄSECKE, R. (1995): Das Rebhuhnforschungsprojekt Wesel - erste Zwischenergebnisse nach fünfjähriger Tätigkeit. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 20: 243-254.
- DVORAK, M. & G. WICHMANN (2002): Atlas der Brutvögel der Stadt Wien – Ergebnisse des Jahres 2001. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 2002/1: 1-4.
- EICHELMANN, U. (1993): Fluchtdistanz und Bestand von Stockenten und Graureiher im Bereich des geplanten Nationalparks Donau-Auen. Studie i. A. d. Nationalparks Donau-Auen und des WWF Österreich. Wien.
- EISLÖFFEL, M. (1996): Das Rebhuhn-Untersuchungsprogramm Rheinland-Pfalz: Untersuchungen am Rebhuhn (*Perdix perdix*) in Rheinland-Pfalz von 1993 bis 1995. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 8: 253-283.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching.
- FLADE, M. & J. JEBRAM (1995): Die Vögel des Wolfsburger Raumes im Spannungsfeld zwischen Industriestadt und Natur. Naturschutzbund Wolfsburg.
- FRÜHAUF, J. (in Druck): Rote Liste der Brutvögel (*Aves*) Österreichs. In: ZULKA, P. et al.: Rote Listen der gefährdeten Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BMFLFUW, Wien.
- GEORGII, B. (2001): Auswirkungen von Freizeitaktivitäten und Jagd auf Wildtiere. Laufener Seminarbeitr. 1/01, S. 37-47. Bayer. Akad. F. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.
- GLITZNER, I., BEYERLEIN, P., BRUGGER, C., PAILL, W., SCHLÖGEL, B. & F. TATARUCH (1999): Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Straßen auf die Tierwelt. Beiträge zum Umweltschutz 60/99, MA 22, Wien.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes – Gruiformes. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GREEN, R.E. (1984): The feeding ecology and survival of Partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in East Anglia. J Appl Ecol 21:817-830.
- HAILA, Y., SAUNDERS, D. A. & R. J. HOBBS (1993): What do we presently understand about ecosystem fragmentation? In Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & P. R. Ehrlich (Hrsg.): Nature Conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems: 45-55. Chipping Norton, New South Wales, Australia: Surrey Beatty & Sons.
- HARBODT, A. & K. RICHARZ (1992): Hat das Rebhuhn (*Perdix perdix*) in Hessen eine Zukunft? Vogel und Umwelt 7:143-152.
- HELL, P. (1965): Zu einigen Fragen der Rebhuhnhege in der westlichen Slowakei. Zool. listy 14: 37-46.

- HÜPPOP, O. (1995): Störungsbewertung anhand physiologischer Parameter. Orn. Beob. 92: 257-268.
- JENKINS, D. (1961): Social behaviour in the Partridge. Ibis 103a: 155-188.
- KLEIJN, D. & M. VERBEEK (2000): Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. J. of Appl. Ecol. 37: 256-266.
- LUNIAK, M., KOZŁOWSKI, P., NOWICKI, W. & J. PLIT (2001): Ptaki Warszawy 1962-2000. Polish Academy of Science.
- MCCABE, R. & A. S. HAWKINS (1946): The Hungarian Partridge in Wisconsin. Amer. Midland Nat. 36: 1-75.
- MERRIAM, G. (1991): Corridors and connectivity: Animal populations in heterogeneous environments. In Saunders, D. A. & R. J. Hobbs (Hrsg.): Nature Conservation 2: The role of corridors: 133-142. Chipping Norton, Australia: Survey Beatty & Sons.
- MITSCHEKE, A. & S. BAUMUNG (2001): Brutvogel-Atlas Hamburg. Hamb. Avifaun. Beitr. Bd. 31.
- ONDERSCHKEKA, K. (1986): Rebhuhnforschung in Österreich. Österr. Weidwerk 6/86: 26-29.
- PALUDAN, K. (1963): Partridge markings in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 4: 25-58.
- PANEK, M. (1998): Use of call counts for estimating spring density of the Grey Partridge *Perdix perdix*. Acta Ornith. 33: 143-148.
- PANEK, M. & R. KAMIENIARZ (2000): Habitat use by the Partridge *Perdix perdix* during the breeding season in the diversified agricultural landscape of western Poland. Acta Ornith. 35: 183-189.
- PEGEL, M. (1987): Das Rebhuhn (*Perdix perdix* L.) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Schriften des Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaft, Justus-Liebig-Universität Gießen, Enke Verlag, Stuttgart.
- POTTS, G.R. (1986): The Partridge: Pesticides, predation and conservation. London: Collins.
- POTTS, D. (1997): Cereal farming, pesticides and Grey Partridges. In: Farming and Birds in Europe. In: Pain D.J. & M.W. Pienkowski (Hrsg.) Farming and Birds in Europe. Academic Press, London.
- POTTS, G.R. & AEBISCHER N.R. (1994): Population dynamics of the Grey Partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. Ibis 137: 29-37.
- RAAB, R. (2002): Brutvogelkartierung auf der Donauinsel. Endbericht 2002. Studie i. Auftr. D. MA 45 –Wasserbau. Deutsch-Wagram.
- RASKIN, R., GLÜCK, E. & W. PFLUG (1992): Floren- und Faunenentwicklung auf herbizidfrei gehaltenen Agrarflächen – Auswirkungen des Ackerstreifenprogramms. Natur und Landschaft, Jg. 67: 7-14.
- RASKIN, R. (1995): Bedeutung des Ackerstreifenprogramms für den Insektenschutz. Mitt. Dtsch. Allg. Angew. Ent. 10: 337-341.
- REICHHOLF, J. (1973) Der Einfluß der Flurbereinigung auf den Bestand an Rebhühnern (*Perdix perdix*). Anz. Orn. Ges. Bayern 12: 100-105.
- REICHHOLF, J. H. (2001): Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen. Laufener Seminarbeitr. 1/01: 11-16. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.
- SAUNDERS, D. A. & R. J. HOBBS (Hrsg., 1991): Nature Conservation 2: The role of corridors: 133-142. Chipping Norton, Australia: Survey Beatty & Sons.
- SEITZ, J. & K. DALLMANN (1992): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. Bund f. Umwelt u. Naturschutz Deutschl. Landesverband Bremen e.V..
- STIEBEL, H. (1997): Habitatwahl, Habitatnutzung und Bruterfolg der Schafstelze *Motacilla flava* in einer Agrarlandschaft. Vogelwelt 118: 257-268.
- TEUFELBAUER, N. (2002): Vögel und gentechnisch veränderte Organismen am Beispiel von Raps und Marille. In: DOLEZEL, M., PASCHER, K., JUST, T. & H. REINER: Abschätzung von Umweltauswirkungen exemplarisch ausgewählter gentechnisch veränderter Pflanzen auf unterschiedliche Standorte in Österreich als Resultat möglicher Freisetzungen. Bericht an das BMSSG, Wien.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series no. 3. BirdLife International, Cambridge.
- VODNANSKY, M. (1998): Rebhühner im Winter. Weidwerk 1/1998: 8-9.

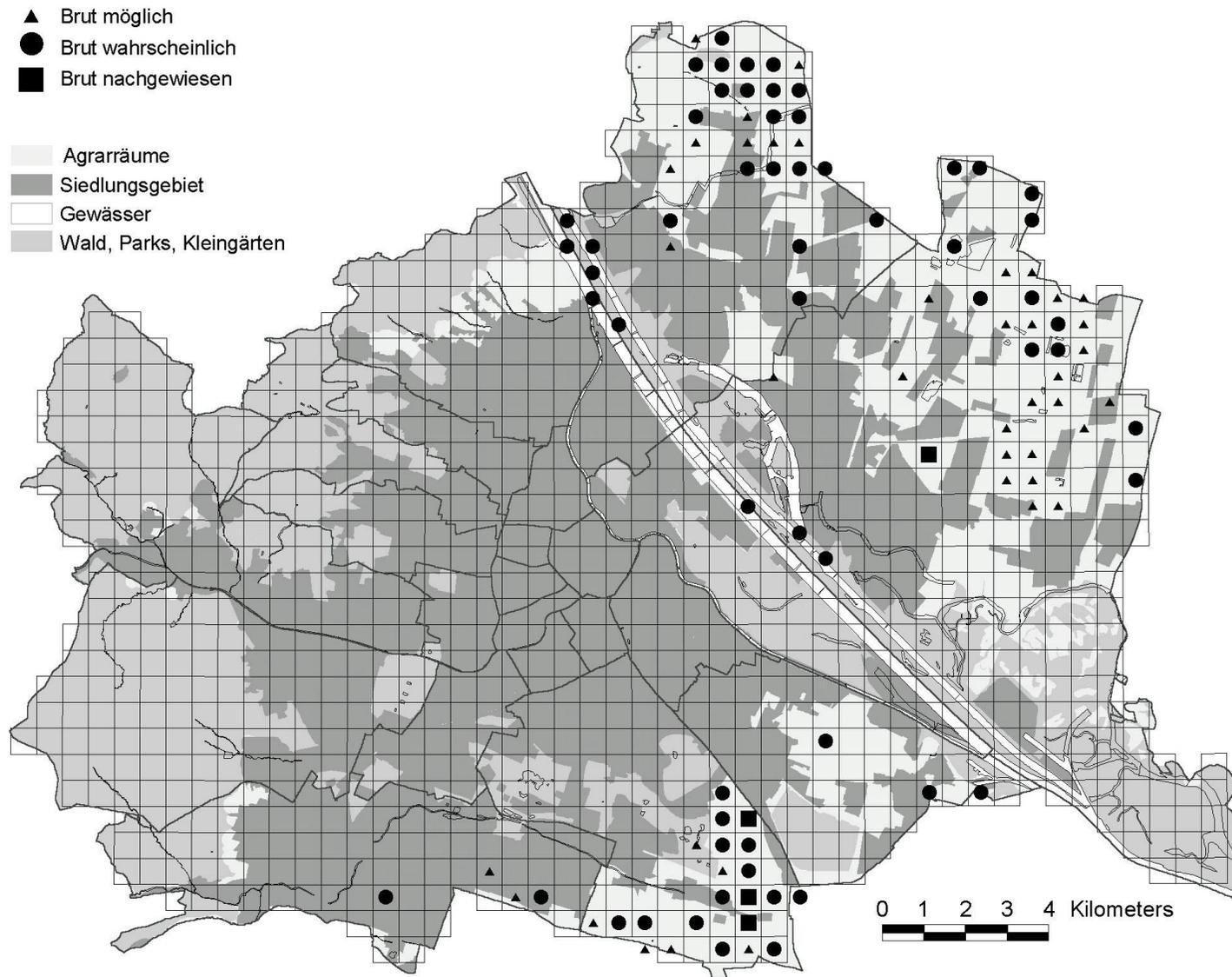
- VODNANSKY, M. & P. NOVAK (2000): Rebhuhn und Fasan: Winterfütterung. Weidwerk 1/2000: 12-14.
- WATZINGER, F (1987): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*). Ökologie und mögliche Rückgangursachen in einer, erst seit kurzem rückläufigen Population im südlichen Wiener Becken. Dipl. Arb. Univ. Bodenkultur. 137 S.
- WIENS, J. A. (1994): Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. Ibis 137: 97-104.
- WILSON, J.D., TAYLOR, R. & L.B. MUIRHEAD (1996): Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using re-sampling methods. Bird Study 43: 320-332.
- ZÖFEL, P. (1992) Statistik in der Praxis. Gustav Fischer Verlag, Jena.

6. Anhang

Anhang 1: Anzahl und Verteilung von Rebhuhn-Revieren in Wien auf Basis von 1 km² - Rastern in den Jahren 2000-2002.



Anhang 2: Verteilung von Rebhuhn-Revieren in Wien im Jahr 2002 auf Basis von Sextanten mit einer Seitenlänge von 616 x 616 m in den Jahren 2000-2002 (vgl. DVORAK & WICHMANN 2002).



Anhang 3: Kennwerte verschiedener Parameter von Rebhuhn-Reviere und Vergleichsflächen sowie das Ergebnis des statistischen Tests auf Unterschiede zwischen den beiden Stichproben (U-Test nach Mann-Whitney).

Parameter	Einheit	Rebhuhn-Reviere n=38						Vergleichsflächen n=54						Mann-Whitney U-Test			
		Anz. pos. Werte	Mw.	Stabw.	Median	Min.	Max.	Anz. pos. Werte	Mw.	Stabw.	Median	Min.	Max.	Mittlerer Rang Rebhuhn Vergleich	z-Wert	p-Wert	
Entfernung																	
Straße	(m)	38	303,13	243,90	250	9	970	54	198,81	221,46	120	0	1200	54,76	40,69	-2,491	0,013
Feldweg	(m)	36	78,75	85,18	43,5	0	310	43	118,93	143,89	70	5	740	38,78	51,94	-2,331	0,020
Siedlungsfläche	(m)	38	356,39	269,07	320	20	1000	54	248,07	267,72	140	0	1200	53,63	41,48	-2,149	0,032
Gehölze																	
Gehölzgruppen	Anzahl	22	1,53	1,62	1	0	4	26	1,62	1,13	0	0	4	52,24	42,46	-1,849	0,064
Einzelgehölz	Anzahl	17	3,18	7,14	0	0	39	18	2,52	6,18	0	0	34	49,54	44,36	-1,050	0,294
Gesamtfläche	(m ²)	21	2104,18	3568,62	252,5	0	14900	25	1978,85	3912,85	0	0	17100	48,68	44,96	-0,704	0,482
Nutzungen																	
Wintergetreide	(m ²)	30	11292,11	9156,52	12050	0	31400	39	10209,26	10294,41	5650	0	31400	48,72	44,94	-0,675	0,499
Sommergetreide	(m ²)	4	855,26	3126,32	0	0	16300	6	474,07	1761,77	0	0	11100	46,47	46,52	-0,015	0,988
Hackfrucht	(m ²)	8	839,47	3298,53	0	0	20000	12	2614,81	5899,17	0	0	23400	45,36	47,31	-0,478	0,633
"Gemüse"	(m ²)	11	2823,68	5721,25	0	0	19600	17	2516,67	5306,98	0	0	23000	46,22	46,69	-0,102	0,919
Weingarten	(m ²)	7	2560,53	6574,17	0	0	27000	9	1872,22	5495,33	0	0	23600	47,14	46,05	-0,294	0,769
Mais	(m ²)	3	1071,05	4533,06	0	0	24000	8	1764,81	5213,05	0	0	26000	44,66	47,80	-0,985	0,325
Raps	(m ²)	6	473,68	1352,21	0	0	6000	0	0,00	0,00	0	0	0	50,76	43,50	-3,001	0,003
Siedlung etc.	(m ²)	23	3425,92	4366,19	2480	0	19860	38	5323,37	5828,90	3200	0	25800	41,39	50,09	-1,569	0,117
Brachen																	
Anzahl	Anzahl	27	1,68	1,61	1	0	5	31	0,91	1,10	1	0	5	53,95	41,26	-2,354	0,019
schütter	(m ²)	14	2113,16	4674,09	0	0	18000	19	1596,30	3397,67	0	0	18000	46,54	46,47	-0,014	0,989
dicht	(m ²)	22	2834,21	3529,89	1350	0	13600	18	1750,00	4372,11	0	0	23700	54,03	41,20	-2,505	0,012
gesamt	(m ²)	27	4947,37	5506,94	3250	0	20900	31	3346,30	5293,70	950	0	23700	52,45	42,31	-1,839	0,066
Randstreifen	(m)	20	138,29	168,83	57,5	0	640	19	93,33	144,42	0	0	400	50,84	43,44	-1,455	0,146
Parzellen	Anzahl	38	6,66	4,52	5	1	17	54	6,06	5,22	4	1	22	50,42	43,74	-1,187	0,235
andere Arten																	
Fasane	Anz./Sextant	20	1,95	3,43	0,75	0	16	24	2,17	4,86	0	0	31	48,70	44,95	-0,716	0,474
Elster	Nester/Sextant	1	0,01	0,08	0	0	0,5	4	0,07	0,26	0	0	1	45,16	47,44	-1,030	0,303
Aaskrähe/Saatkrähe	Nester/Sextant	3	0,07	0,24	0	0	1	11	0,26	0,59	0	0	3	42,93	49,01	-1,723	0,085