

# Moderner Vogelschutz und Landwirtschaft – Modellfall Kiebitz



Dr. Helmut  
STEINER



Dr. Winfried  
JIRESCH

Kontakt:  
Inst. f. Wildtierforschung,  
Mühlbachg. 5, 4533 Piberbach

Eine isolierte Betrachtung der „Landwirtschaft“ ist beim Vogelschutz nicht zielführend. Eine Aufgliederung in Faktoren wie Nahrung, Prädation oder Konkurrenz führt zu mehr Erkenntnis. Die Landwirtschaft fördert und hemmt ganze Artenpakete, nicht nur bei Insekten, sondern auch bei Säugetieren und Vögeln und schafft dadurch ein unsichtbares Mosaik aus unterschiedlichem Prädationsdruck. Diese wiederum werden von bestimmten Arten wie dem Kiebitz (Abb. 1) gezielt genutzt. Aber das Prinzip gilt auch für Feld- und Heidelerche, Brachvogel oder Braunkehlchen. „Wiesenvögel“ gibt es kaum mehr, die Vögel brüten in Mooren, auf Flughäfen oder Ackerland.



Abb. 1:  
Erwachsener Kiebitz  
Foto: Richard Katzinger

Wattvögel werden meistens mit wichtigen Feuchtbiotopen in Verbindung gebracht. Primärhabitats wie Moore, Salzwiesen oder Steppen, die vielen Limikolenarten in früherer Zeit als Bruthabitat dienten, sind heutzutage großteils verschwunden oder stark degradiert. Dafür wurden später vom Menschen geschaffene Lebensräume wie Feuchtwiesen von vielen Limikolenarten erschlossen (BAUER u. BERTHOLD 1996).

In den letzten Jahrzehnten ist ein starker Bestandsrückgang der allermeisten Limikolenarten zu verzeichnen, Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Brachvogel (*Numenius arquata*, Abb. 2) sind bis auf wenige Restpopulationen in Österreich verschwunden (DVORAK u. a. 1993).

Monitoring-Daten aus Deutschland und den Niederlanden zeigen erhebliche Bestandsrückgänge der wiesenbrütenden Limikolenarten Austernfischer (*Haemantopus ostralegus*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*), Bekassine (*Gallinago gallinago*), Gro-

ßer Brachvogel und Uferschnepfe in den letzten Jahrzehnten (TEUNISSEN u. HÖTKER 2006). Gesamteuropäisch betrachtet gehen die Bestände fast aller Arten zurück, am stärksten im Binnenland, vielfach auch in Küstengebieten (DONALD u. a. 2001, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Vielfältige, meist anthropogene Einflüsse werden hierfür verantwortlich gemacht: Die Intensivierung der Landwirtschaft, damit einhergehend stärkere Ausbringung von Düngemitteln, häufigere Mahd, starker Nährstoffeintrag in Magerwiesen, Drainagierung, Biozideinsatz sowie Umwandlung von Wiesen in Ackerland, führen zu einer starken Verschlechterung des verfügbaren Habitats. Oftmalige Verluste des Geleges oder der Küken sind die Folge (PEACH u. a. 1994, BAUER u. BERTHOLD 1996, SHRUBB 2007), eventuell auch durch den so eintretenden Nahrungsmangel. Als weiteres Problem ist die Verfolgung und Jagd auf Limikolen vor allem auf dem Zugweg anzusehen.

Als häufigste natürliche Ursache für Gelege- und Kükenverluste gilt

Prädation. Brutzeitliche Prädation von Greifvögeln auf Limikolen ist unzureichend untersucht, obwohl andere Vögel wie etwa Hühnervögel nachweislich durch Greife erheblich beeinflusst werden können (NEWTON 1986; NEWTON 1998; RATCLIFFE 1993; REDPATH u. THIRGOOD 1999; THIRGOOD u. a. 2000a, b; VALKAMA u. a. 2005; KENWARD 2006; WATSON u. a. 2007). Gerade bei den potenziell langlebigen Limikolen (GLUTZ VON BLOTZHEIM u. a. 1975) ist Altvogel-Mortalität mögli-



Abb. 2: Brachvögel haben in der Überlebensstrategie viele Gemeinsamkeiten mit dem Kiebitz.  
Foto: Richard Katzinger



Abb. 3: Kiebitz-Gelege, Wartberg 4. 6. 1990. Foto: Helmut Steiner



Abb. 4: Ein kleines Junges in deckungsarmem Acker Foto: Károly Erdei



Abb. 5: Herangewachsener Jungkiebitz. Je größer sie werden, desto eher suchen sie die Nähe von Deckung. Foto: Károly Erdei

cherweise besonders wichtig für die Bestandsentwicklung.

Prädation ist hochkomplex (TEUNISSEN u. a. 2005; STEINER u. a. 2006; SERGIO u. HIRALDO 2008). Sie kann insbesondere beim Schutz der Bodenbrüter nicht als Randthema abgetan werden.

Prädatoren ohne ausreichend fachliche Kenntnisse sowie Verständnis ökologischer Interaktionen zu bekämpfen, wie es in der Regel gemacht wird, ist nicht zielführend oder sogar kontraproduktiv (ELMHAGEN u. a. 2010).

Der Einfluss von Prädatoren wie Greifvögel auf Beute-Populationen ist oft emotional besetzt und führt auch heute noch zu Konflikten zwischen Jagd und Naturschutz (ALTENKAMP u. a. 2001).

Von Seiten der Jägerschaft wird, vor allem im Hinblick auf die Bestände jagdbaren Niederwilds, der Standpunkt der Naturschützer, dass die Bejagung von Prädatoren wie Habicht, Rohrweihe und Mäusebussard abzulehnen ist, meist nicht geteilt oder abgelehnt (vgl. GASSER u. WERNICKE 2007). Die Prädatorenbekämpfung für Wiesenvögel wird als wichtiges Naturschutzargument der Jagd gesehen, von Seiten des Naturschutzes wird dies naturgemäß kontrovers betrachtet (ALTENKAMP u. a. 2001, RICHARZ u. a. 2001, KORPIMÄKI u. a. 2005).

Hier mehr Wissen und Ehrlichkeit zu schaffen, sollte im Interesse aller Beteiligten liegen (STEINER 2007). Gerade in der heutigen Zeit, in der man mit einem immer rascher voranschrei-

tenden Biodiversitätsverlust konfrontiert ist, ist es enorm wichtig, die einzelnen Faktoren, die ein Ökosystem beeinflussen, zu kennen, um Arten effektiv schützen zu können. Gerade Limikolen sind aufgrund der oben genannten großflächigen Bestandsrückgänge Sorgenkinder des Artenschutzes und Schutzmaßnahmen sind gerade bei dieser Gruppe nicht immer vom gewünschten Erfolg gekrönt.

Betrachtet man zwei Arten als isoliertes System, scheint die Situation recht einfach. In der vorliegenden Arbeit stellt der Kiebitz (Abb. 3-10) die Beutearart, der Habicht (Abb. 11) den Räuber dar. Nun treten aber mehrere Arten als Kiebitzprädatoren beziehungsweise Nest- und Jungenräuber auf (Abb. 12 u. 13). Der Habicht interagiert mit diesen



Abb. 6: Ein fast erwachsenes Junges sucht ein Feuchtgebiet auf. Foto: Károly Erdei



Abb. 7: Altvogel aufmerksam hochgereckt im Jungmais. Er hat im noch niedrigen Maisfeld eine gute Übersicht. Nervöses Verhalten lässt auf nahe Junge schließen. Foto: Károly Erdei



Abb. 8: Rückenseite eines Altvogels  
Foto: Károly Erdei



Abb. 9: Die seitlich liegenden Augen ermöglichen dem Altvogel nahezu Rundumsicht und Schutz vor Überraschung durch Habicht, Wanderfalken und andere Feinde. Foto: Károly Erdei

Kiebitzprädatoren sowie weiteren, und auch zwischen all diesen Arten finden zahlreiche Interaktionen statt (Abb. 14). Durch diese zahlreichen zwischenartlichen Wechselwirkungen, auch mit anderen Beutegreifern, ist der Habicht wesentlich beteiligt an der Ausbildung der „predation risk landscape“ (Mosaik aus sicheren und weniger sicheren Abschnitten in der Landschaft, das wesentlich zur Habitatwahl beiträgt) (PAKKALA u. a. 2006).

Heute weiß man, dass Schutzgebietsausweisungen oder Maßnahmen zur ökologischen Umweltbewirtschaftung (ÖPUL) oft nicht den gewünschten Erfolg bringen, vor allem bei Bodenbrütern (FRÜHAUF 2011). So zeigt der Farmland Bird Index, ein Biodiversitäts-Indikator für Landwirtschaft, einen durchschnittlichen jährlichen

Rückgang der Grünland nutzenden Vogelarten von 3,1 %, auch auf ÖPUL-Flächen (FRÜHAUF 2011). Als Beispiel nahm der Bestand des Baumpiepers auf allen ÖPUL-Flächen signifikant ab, lediglich kleine Teilgebiete mit gezielten Maßnahmenpaketen (naturschutzfachlich wertvolle Flächen = WF) konnten eine Bestandszunahme aufweisen (FRÜHAUF 2010).

Ähnliches gilt für das Braunkehlchen; dieses profitiert nicht von „horizontalen“ ÖPUL-Maßnahmen (Maßnahmen, die möglichst flächendeckend umgesetzt werden), da diese noch zu wenig spezifisch und von ungeeigneter Konzeption (aber mit großem Potential!) (FRÜHAUF 2011) sind, jedoch konnten in Tirol und Salzburg bei regionalen Maßnahmen und speziellen Teilflächenmaßnah-

men (Steilmahdflächen, WF) große Erfolge verbucht werden. Im Lungau konnte der Braunkehlchenbestand verdoppelt werden (TEUFELBAUER u. a. 2013; PEER u. FRÜHAUF 2009).

Vor allem die starke Verinselung und Fragmentierung einiger Schutzgebiete führt zu erhöhtem Prädationsdruck (SCHEKKERMAN u. a. 2009). Besonders wenn es sich bei der zu schützenden Population bereits um eine *sink*-Population handelt, ist eine Stabilisierung des Bestandes mit nachfolgender Umwandlung in eine *source*-Population sehr schwer zu erreichen (STEINER 2009). Um Schutzgebiete für Bodenbrüter mit größtmöglichem Erfolg anlegen zu können, sollten zuerst Populationsuntersuchungen über die komplexen Mechanismen der Rückgänge



Abb. 10: Altvogel am Gewässer-Ufer. Unsere Kiebitze verlassen beim Zwischenzug das Gebiet der Traun-Enns-Platte im Laufe des Juni und Juli und suchen Schlickufer wie am Unteren Inn auf. Foto: István Keller



Abb. 11: Habicht – Feind oder Verbündeter gegen Feinde?

Foto: Karl Huber

erfolgen, limitierende Faktoren klar genannt werden können und konkrete Zieldefinitionen mit nachfolgenden Erfolgskontrollen gesetzt werden.

Der Kiebitz hat innerhalb der Limikolen eine Sonderstellung aufgrund seiner ökologischen Toleranz das Bruthabitat betreffend. Zwar musste auch er ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts teils intensive Bestandsrückgänge hinnehmen, jedoch gelang dem Kiebitz die Umstellung von Feuchtwiesen auf Kulturland als Bruthabitat (Äcker, Maisfelder; GLUTZ VON BLOTZHEIM u. a. 1975).

Ab 1930, besonders deutlich aber ab den 1950-ern kam es dadurch zu einem rasanten Aufschwung der Kiebitzpopulationen in ganz Europa (KOOIKER u. BUCKOW 1997). Neue Areale wurden besiedelt, ehemalige Koloniestandorte zurückerobert. Bis ca. 1990 konnte sich der Kiebitz auf diesem hohen Niveau halten, heute schätzt man den europäischen Brutbestand auf 1.700.000 Paare (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Jedoch nimmt der Kiebitz seit diesem Zeitraum flächendeckend rasant ab (> 30 %), heute wird er aufgrund dieser großflächigen starken Abnahme in der EUROPEAN IUCN RED LIST als „vulnerable“ (gefährdet) geführt (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Gebietsweise sind die Rückgänge gravierend, so nahm die Kiebitzpopulation in Bayern von 1975 bis 1999 um > 50 % ab (SCHWAIGER 2005).

In Mecklenburg-Vorpommern ging der Bestand in nur 30 Jahren auf 10-20 % des Ausgangswertes zurück (SCHMIDT u. STRACHE 1997) – deutschlandweit sank die Kiebitzpopulation bis 2005 in 15 Jahren um > 50 % (SUDFELDT u. a. 2007). Auf einer 90 km<sup>2</sup> großen Monitoringfläche in Oberösterreich schrumpfte die Kiebitzpopulation in 12 Jahren (1996-2008) von 105 auf 59 Reviere, also um 44 % (STEINER 2009).

Die genauen ökologischen Ursachen für diese Abnahme sind noch zu wenig geklärt. Es bedarf hier dringend weiterer Studien, da der Kiebitz als einzige Limikolenart trotz dieser teils starken Rückgänge gebietsweise aussichtsreiche Bestände hat (FRÜHAUF 2005).

In der Literatur finden sich viele Angaben zu Gelege- und Jungvogelpräda­tion beim Kiebitz, weniger Daten zur Altvogelpräda­tion während der Brutzeit. Es gibt aber klare Hinweise, dass auch die Altvogel-Präda­tion im Brutgebiet wichtig sein kann (STEINER



Abb. 12: Krähenvogel und viele andere Feinde werden vom Habicht zurückgedrängt, was dem Kiebitz helfen kann.

Foto: Károly Erdei



Abb. 13: Von Rabenkrähe erbeutetes Kiebitz-Ei aus spätem Gelege von einem Kürbis-Feld. Zeitlham bei Neuhofen, 3. Juli 2016

Foto E. Zanzani

2007, 2009). Der Einfluss ist jedoch komplex, aufgrund der gegenseitigen Prädatoren-Konkurrenz (SUHONEN u. a. 1994, NORRDAHL u. a. 1995, STEINER 2007, 2009).

Im vorliegenden Projekt wurden neben dem Beuteanteil des Kiebitzes im Gesamtbeutespektrum des Habichtes zeitliche Muster der Kiebitzprädation sowie die zeitliche Verteilung der Erbeutung von Alt- und Jungvögeln erhoben und diskutiert. Weiters wurde die relative Stärke des Prädrationsdruckes von 48 Habichtrevieren auf die umliegenden Kiebitzkolonien untersucht (regionale Unterschiede in der relativen Prädation), ebenso wurde die Entnahme anhand des Beutebedarfs einer Habichtbrut grob numerisch abgeschätzt (Entnahme vernachlässigbar/bedeutend). Verhält sich die Kiebitzprädation des Habichtes invers dichteabhängig, positiv dichteabhängig oder besteht kein Zusammenhang zwischen Kiebitzdichte und Entnahmerate durch den Habicht (vgl. REDPATH u. THIRGOOD 1999, PALMA u. a. 2006)? Dies ist die Voraussetzung, um beurteilen zu können, ob der Habicht limitierend oder regulierend wirkt.

Die Faktoren Kiebitzdichte, vorhandene Deckung, Landschaftsausräumung, Intensität der Waldverinselung und „Mikroprädatorenentnahme“ durch Habichte wurden hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Prädation des Kiebitzes untersucht. Unter Mikroprädatoren werden hier Eulen, Krähenvögel, Greifvögel und dergleichen verstanden, die vom Habicht massiv beeinflusst werden (vgl. ELLENBERG 1986, WITTENBERG 1998, PETTY u. a. 2003, SUNDE 2005). Es wurde der Fragestellung nachgegangen, warum in einigen Revieren verglichen zum Kiebitzangebot sehr viele bzw. sehr wenige Kiebitze erbeutet wurden. Im Anschluss daran wurden mögliche Gründe für die erhobenen Befunde diskutiert. Im Rahmen der vorliegenden Publikation kann nur auf einen Teil dieser Fragen eingegangen werden.

Limikolen wie Brachvogel und Kiebitz stehen oft im Zentrum von Vogel-Artenschutzprojekten und Vogel-Schutzgebieten, ohne dass ausreichend populationsökologisches Wissen besteht. Das Erkennen der einzelnen Faktoren, die das Vorkommen sowie die Verteilung von Kiebitzen in der Landschaft erklären, trägt zum besseren Verständnis und somit hoffentlich zum effektiveren Schutz weiterer Limikolenarten bei.

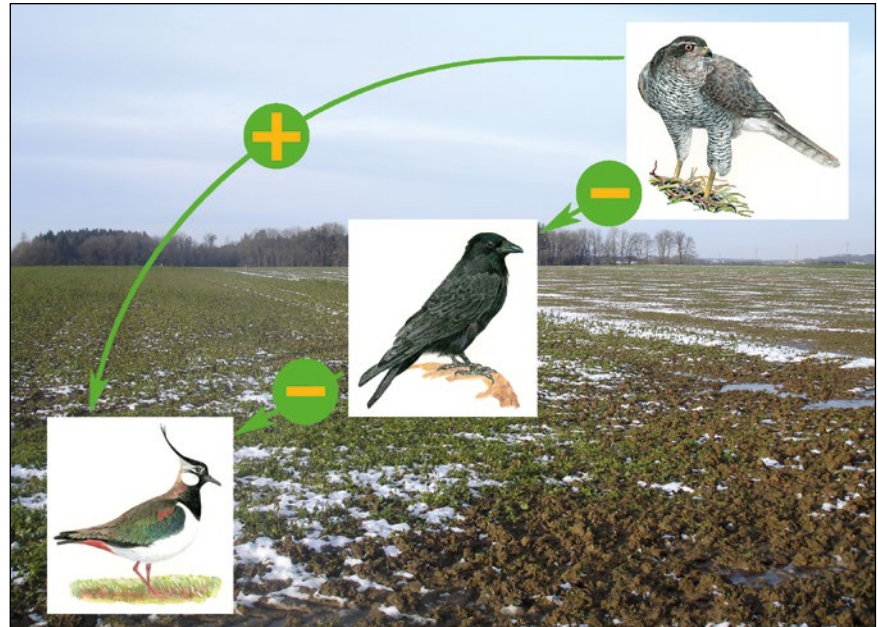


Abb. 14: Wechselwirkungen zwischen mehreren Arten sind nicht leicht zu durchschauen. Zeichnungen: Rudolf Schaubberger

### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist eine 936 km<sup>2</sup> große Fläche, die geographisch dem ober- und niederösterreichischen Alpenvorland zuzuordnen ist (Abb. 15-20). Es erstreckt sich vom Südrand von Linz im Norden bis zum Nordende von Kirchdorf im Süden sowie Lambach und Wels im Westen bis Haag im Osten. Es wurde von 100 km<sup>2</sup> (1990) schrittweise auf 936 km<sup>2</sup> (2013) erweitert.

Der mittlere Anteil der Probefläche ist der kollinen Höhenstufe zuzuordnen, im Süden tritt kleinräumig ein Übergang zur submontanen Höhenstufe auf, in den Tieflagen des Nordens herrscht die planare Stufe. Die Seehöhe reicht von 270 m NN im Norden (Linzer Becken) bis 695 m NN im Süden (Hochkogel/Schlierbach), im Durchschnitt liegt sie bei etwa 450 m NN (STEINER 1998).

Das Untersuchungsgebiet ist Teil der Molassezone. Der Boden wird zum Großteil von fruchtbaren Braunerden gebildet, daneben findet man Parabraunerden und Pseudogley (FISCHER 1976).

Es handelt sich um intensiv genutztes Kulturland, die Landschaft ist großflächig ausgeräumt und meist nur noch schwach strukturiert. Die Probefläche ist eine von Ackerbau dominierte Kulturlandschaft mit eingestreuten Waldinseln. Die Siedlungsstruktur ist dörflich beziehungsweise kleinstädtisch sowie gebietsweise von

deutlicher Zersiedelung geprägt, zwischen den Dörfern finden sich einzeln stehende Gehöfte. Sie ist zu etwa 10 % bewaldet, vor allem mit Fichtenwäldern und es gibt einen ähnlich großen Siedlungs- und Grünlandanteil. Ackerflächen bedecken etwa 70 % des Untersuchungsgebietes und stellen damit die dominierende Form der Landnutzung dar. Kiebitze sind hier ausschließlich Ackerbrüter, weit überwiegend in Maisfeldern, daneben Wintergetreide, Soja und selten andere wie Rüben. Eine weitere Anbaufrucht ist Raps.

Punkto Niederschlag liegen die Jahreswerte im Alpenvorland um 800-1000 mm.

### Methoden

Die wichtigsten Methoden sind anderswo ausführlich erläutert (STEINER 1998, 2009). Kiebitzpaare wurden durch Mehrfachzählungen erfasst. Alle Habichtbruten und die Rupfungen wurden ebenfalls nach Standardmethoden sorgfältig erfasst. Für den nicht ortskundigen Leser ist es wichtig zu wissen, dass im Gebiet Rasthabitate für den Kiebitz praktisch nicht auftreten und die hier untersuchte Prädation ansässige Brutvögel betrifft.

### Bestandstrend

Der Kiebitz-Bestand nahm von 2008 bis 2015 um etwa die Hälfte ab (Abb. 21). Da der Rückgang von Be-



Abb. 15: Die Habitate mit den guten Kiebitz-Beständen (über 1000 Paare im Untersuchungsgebiet) wirken keineswegs naturnahe!  
Foto: Helmut Steiner



Abb. 16: Wichtig ist, was angebaut wird: Mais, Soja (günstig) oder Raps (schlecht)?  
Foto: Helmut Steiner

ginn der 1990er-Jahre bis 2008 auch etwa die Hälfte betrug, ist somit der Bestand in Summe in 20 Jahren auf rund ein Viertel geschrumpft!

### Erstgelege

Erstgelege in Wintergetreide, die von Gebiet zu Gebiet etwa 10-30 % ausmachten, wiesen entgegen manch anderen Angaben regelmäßig Bruterfolg auf. Ein Beispiel: In der Kolonie „Matzelsdorf“ führten von 30 Paaren am 9. 5. 2015 mindestens 5 (womöglich das doppelte) Junge – sicher alles Erstgelege in Getreidefeldern. Diese Küken traten im letzten April-Drittel in Erscheinung, und manche von ihnen waren Mitte Mai bereits fast ausgewachsen. Stichprobenartige Erhebungen zeigten hohe Pickraten, die auf ein gutes Nahrungsangebot hindeuteten. Dagegen wurden die Erstgelege auf Sturzäckern, auf denen dann Mais und Soja angebaut werden, in der Regel um Mitte April zerstört. Hier bestanden aber gute Chancen für die Nachgelege.

### Relative Habicht-Prädation

Der durchschnittliche Beuteanteil des Kiebitzes in der Habichtbeute betrug 3,8 %, dies waren 253 Rupfungen (n = 6721). Daneben erbeuteten auch der Sperber und andere Beutegreifer regelmäßig Kiebitze (STEINER 2007).

In insgesamt 48 Habicht-Brutrevieren wurden Rupfungsaufsammlungen vorgenommen. In 10 Revieren konnten keine Kiebitzrupfungen nachgewiesen werden. In vier davon brüteten keine Kiebitze im 1,5 km-Radius: Pyret, Aiterbach, Weilling, Oberweinberg (Abb. 22). In den restlichen war der Bestand eher gering oder die Stichprobe noch klein.

In den restlichen Brutrevieren betrug der Anteil des Kiebitzes an der Gesamtbeute zwischen 0,7 % und 10 %.

Eine Gruppe von Revieren wies einen relativ hohen Kiebitz-Anteil auf: Hamet-Maria Laah 10 %, Oberschöfing 9,4 %, Leombach 9,1 %, W.

Kronstorf 9 %, Droißingerwald 8 %, Thal-Weichstetten 7,3 %, Salaberger Wald SE. 7,1 %, Neukematen und Irnharting 7 %, dazu kamen noch 4 Reviere mit 6-7 %. Hier war der Kiebitz wichtig für die Jungenaufzucht des Habichts. Aber wie war die umgekehrte Wirkung?

Folgende Aussage war hier gültig: Diese Reviere wiesen im Umkreis von 1,5-2 km gute Kiebitz-Bestände von rund 15-40 Revieren auf. Der Kiebitz zählte hier zu den häufigeren mittelgroßen Vogelarten, mindestens so wie die Ringeltaube oder der Eichelhäher. Und er wurde genauso effektiv bejagt wie diese Waldarten, die er in der Vegetation überraschen konnte. Der Habicht kommt also auch auf freiem Feld regelmäßig zum Beuteerfolg. Und nicht nur so wie früher beim damals häufigen, schlecht fliegenden Rebhuhn, sondern auch beim wachsamen, wendigen und schnellen Kiebitz. Der Habicht braucht also nicht unbedingt Bäume, um sich „anzupirschen“. Dies ist nicht



Abb. 17: Im Vordergrund brüten etwa 10 Kiebitz-Paare mit gutem Bruterfolg, im Wald im Hintergrund ein traditioneller Habicht-Brutplatz mit 9,1 % Kiebitzen im Beutespektrum (nahe St. Marien, n = 251 Beutereste). Dennoch bzw. trotzdem besteht die räumliche Nähe, da das Habicht-Paar mehr Krähen, Eulen, Sperber und Turmfalken erbeutet, obwohl diese seltener sind: 15,1 % der Beuteliste. Wichtig ist dabei, dass diese Baumbrüter im Bruterfolg vom Greif weit stärker beeinträchtigt werden als Bodenbrüter.

Foto: Helmut Steiner



Abb. 18: Standort einer großen Kiebitz-Kolonie, die Rupfungen finden sich im Waldstück im Hintergrund. Foto: Helmut Steiner



Abb. 19: Standort einer großen Kiebitz-Kolonie bei Weichstetten Foto: Helmut Steiner

selbstverständlich, gilt der Habicht aufgrund seines Körperbaus mit kurzen, runden Schwingen und langem Schwanz doch als Waldjäger. H. Steiner beobachtete auch einmal im Januar einen Habicht, der weihenartig über monotoner Winterbegrünung über einen Kilometer weit wohl nach Fasanen suchte.

Es war aber nicht so einfach, dass die Erbeutung nur vom Angebot abhing: es gab auch Habicht-Reviere, in denen dieser Greif regelmäßig Kiebitze schlug, obwohl im Umkreis von rund 2,5 km weniger als 5-10 Paare vorkamen: „Hoad“ (8 Kiebitze unter 282 Beutetieren) und „Kriegsham“ (6 Kiebitze unter 198 Beutetieren). Hier war der Habicht sicher ein starker Faktor für den Bestand. Er jagte hier den Kiebitz gezielt und er war sicher nicht einfach „Zufallsbeute“, ein ohnehin unglücklicher Ausdruck, denn die Beutejagd der Greifvögel ist ein hochbewusster, selektiver Prozess.

Kiebitze mieden bei der Standortwahl ihrer Reviere bemerkenswerterweise nicht die Nähe von Habicht-Horsten. Dies stand in krassem Gegensatz zu Krähen, Elstern, kleinen Greifvogelarten und Eulen. Ein Erklärungsansatz ist, dass diese Gelege- und Kükenfeinde vom Habicht in Summe noch stärker verfolgt werden als der Kiebitz. Vor allem ihre Nester entgehen dem Habicht nicht – im Gegensatz zu den sich drückenden Jungkiebitzen.

REDPATH u. THIRGOOD (1999) wiesen bei Wanderfalke und Kornweihe im Gegensatz zu unserer Studie nach, dass sie limitierender Faktor für das Moorschneehuhn in Schottland waren: Es gab hier eine Prädation, die umgekehrt proportional zur Dichte war.

Ein gewichtiger Faktor ist die Verfügbarkeit alternativer Beute (KENWARD

2006). Der Habicht gilt als Generalist, der angefangen bei Libellen und Goldhähnchen bis hin zum Truthuhn ein großes Spektrum an verschiedenen Arten schlagen kann. Bislang wurden ihm im Untersuchungsgebiet 87 Vogelarten und mindestens 21 Arten an Säugern, Amphibien, Reptilien und Insekten als Beute nachgewiesen (bzw. Nahrungsobjekte – Rehe tauchen unter den Beuteresten auf, werden jedoch in der Regel nicht aktiv geschlagen, sondern als Aas aufgenommen). Es kann von einer höheren Artenanzahl bei den Säugern, Amphibien und Insekten ausgegangen werden, die oben gemachte Angabe ist konservativ, da vor allem bei den Insekten und Amphibien, aber auch bei den Kleinsäugetieren meist nicht genügend Fraßreste gefunden werden (vgl. BIELEFELDT u. a. 1992, SONERUD 1992, RUTZ 2003).

Der Habicht nutzt Phänomene wie den Durchzug der Wacholderdrossel im Februar und März, das zeitlich enggefaste Ausfliegen der Jungstare

in der 2. Maihälfte oder danach die frischflüggen Eichelhäher. Der Kiebitz scheint besonders zwischen den Peaks anderer Beutevögel als Beutequelle zu dienen: von März bis Mitte Mai. Weibchen scheinen nach bisherigem Datenmaterial zu überwiegen. Werden sie oft auf dem Gelege überrascht? In dieser Zeit ist aber auch die Feldvegetation niedrig. Später im Jahr werden meist nur noch junge Kiebitze eingetragen.

Jäger berichten, dass Habichte vor allem in der Dämmerung aufs Feld hinaus streichen.

Wenn es wenig Waldanteil und damit wenig Waldvögel im Revier gibt, müsste die Feldjagd für den Habicht umso wichtiger werden (UTTENDÖRFER 1939). In unserem Gebiet liegt der Bewaldungsgrad bisweilen bemerkenswert niedrig, bei rund 5 %. Der Habicht hat im Gebiet aber auch die Möglichkeit, vermehrt Siedlungen zu nutzen (Amsel, Star, Buntspecht, Türken-, Haustaube).

Abb. 20: Standort einer großen Kiebitz-Kolonie bei Hargelsberg Foto: Helmut Steiner



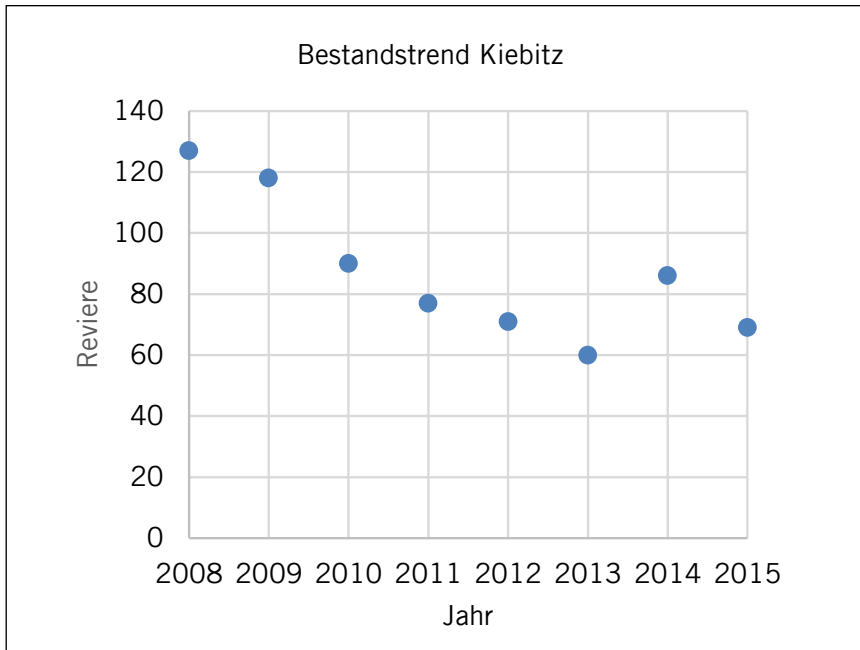


Abb. 21: Rückgang des Kiebitzes in ausgewählten Kolonien.

Von geringerer Bedeutung, aber doch erwähnenswert ist ein weiterer Faktor: individuelle Unterschiede in der Persönlichkeit einzelner Habichte, die auch aufgrund bestimmter Erfahrungen zur Bevorzugung bestimmter Jagdtechniken und damit Beutearten führen können (vgl. ZIESEMER 1983, FISCHER 1977; KENWARD 2006, KORSTEN u. a. 2010).

Als Fazit der Gesamtuntersuchung ist zu ziehen, dass der relative Prädationsdruck lokal stark variiert und von vielen Faktoren abhängt. Der Kiebitz wird von vielen Feinden verfolgt, und letztlich kann die Landwirtschaft für sich allein genommen, abgesehen von groben Rahmenbedingungen (kurze Vegetation zu Brutzeitbeginn), nicht allzu viel erklären. Sicher ist die Erhaltung der noch bestehenden Grünlandreste, Raine, Straßenränder und Feldwege bedeutsam.

Sehr wichtig ist jedoch zweifellos, wie die Vielzahl der Feindarten in Summe wirkt, und wo relativ sichere Teile der Landschaft liegen (vgl. WÖHRER 2014). Dies immer besser zu verstehen, ist für das Verständnis der Habitatwahl vieler zu schützender Vogelarten unverzichtbar. Eine wichtige, wenn nicht fallweise sogar entscheidende Rolle kommt dabei auch Arten zu, die eine Fülle kleinerer Beutegreifer zurückdrängen, wie dem Habicht. Sie erscheinen also nur auf den ersten Blick negativ für Beutearten. Würde man die „Landwirtschaft“ managen, ohne diese Wirkgefüge zu berücksichtigen,

sind keine anhaltenden Erfolge im Artenschutz zu erwarten. Würde man zum Beispiel die Verluste der Erstgelege vermindern, könnte es noch immer sein, dass die wichtigeren Kükenverluste oder auch die Altvogelverluste, davon völlig unbeeinflusst bleiben.

#### Effizienter Schutz

Schutzvorschläge, die niedrige Vegetationsinseln schaffen wollen (vgl. UHL 2015), erscheinen uns nicht nachvollziehbar und zu statisch: bei gegenwärtig noch mehreren Tausend Kiebitz-Paaren in Oberösterreich sind Stellen mit kurzer Vegetation im Mai/Juni überregional kein populationslimitierender Faktor; vielmehr gibt es zahlreiche Koloniestandorte mit ausreichend großen, niedrigen Mais- und Sojafeldern. Aber auch hier gab es Rückgänge. Manche Koloniestandorte schwankten sogar innerhalb weniger Jahre von 1-15 Paaren. Einem Landwirt zum Beispiel 3 ha Mais oder Weizen für wenige Kiebitz-Paare zu entschädigen, scheint in diesem Kontext extrem teuer und in keinster Weise effektiv.

Ein entscheidender Punkt ist in diesem Zusammenhang folgender: Der Standortwechsel zwischen Erst- und Nachgelege. Unsere Beobachtungen zeigten, dass hier ein Wechsel der Brutvögel zwischen den Kolonien stattfand und zwar über mehr als einen Kilometer Entfernung. Während

sich im Mai manche Kolonien verkleinerten, vergrößerten sich immer zeitgleich die Nachbarkolonien. In Abhängigkeit von der Vegetationshöhe wechselten die Tiere also offenbar nach dem Verlust des Erstgeleges Anfang Mai in die Umgebung. Mit „lockenden“ Balzflügen über 2 km Entfernung versuchten sie Artgenossen zu den Standorten hinzuführen. Solche Flüge konnten wir regelmäßig registrieren. Neue Koloniegründungen gab es auch mehrfach noch Ende April nach dem Vernichten zuvor hoher Winterbegrünung. Auch von Jahr zu Jahr kam es zu einem gewissen Ausgleich zwischen Nachbarkolonien, in Abhängigkeit von der passenden kurzen Vegetation.

In diesem Zusammenhang wäre auch die Frage, wo man „Kiebitz-Inseln“ anlegt, zu stellen. Wird die unsichtbare „predation risk landscape“ berücksichtigt? Kiebitze achten wie andere Limikolen sicher sehr genau darauf, wie die (auch nächtliche) Feindfrequenz auf einem Ackerstück ist (vgl. ELLIOT 1985, CRESSWELL 1993, 1994a, b, 1996, WHITFIELD 2003a, b, c, MÖNKKÖNEN u. a. 2007). Der Mensch weiß dies oft nicht und tappt mit seinen gutgemeinten Schutzgebieten im Dunkeln.

Deshalb kann nicht von einem „Schlüsselfaktor niedrige Vegetation“ gesprochen werden (vgl. UHL 2015). Viele weitere Dinge sind zu beachten. Jedenfalls auch im Lichte der heute verfügbaren Fachpublikationen über das Prädationsrisiko.

Ein zentrales Problem schien eher zu sein, dass die Felder (Schlaggrößen) in den letzten 20 Jahren immer größer wurden. Hier muss die Naturschutzforschung prioritär klären, ob dies zu Nahrungsproblemen, vermehrter mechanischer Zerstörung des Nachwuchses oder erhöhter Prädation führt. Unsere Daten zeigen, dass zwar offene, aber aus nur wenigen Feldern bestehende Koloniestandorte stärkere Rückgänge aufwiesen. Kolonien konzentrierten sich eher dort, wo viele Felder einen hohen Randlinienreichtum erzeugten.

Interessant war, dass einige Kolonien mit auffällig gutem Bruterfolg (nördl. Kremsmair, östl. Losensteinleithen, Kreisverkehr Rohr) und oft sehr dichter Besetzung in eher kleinen Habitaten lagen, während viel größere Freiflächen unbesetzt blieben. Dies weist darauf hin, dass die Freifläche an sich nicht limitierend wirkt. Diese guten Standorte hatten eher geringe



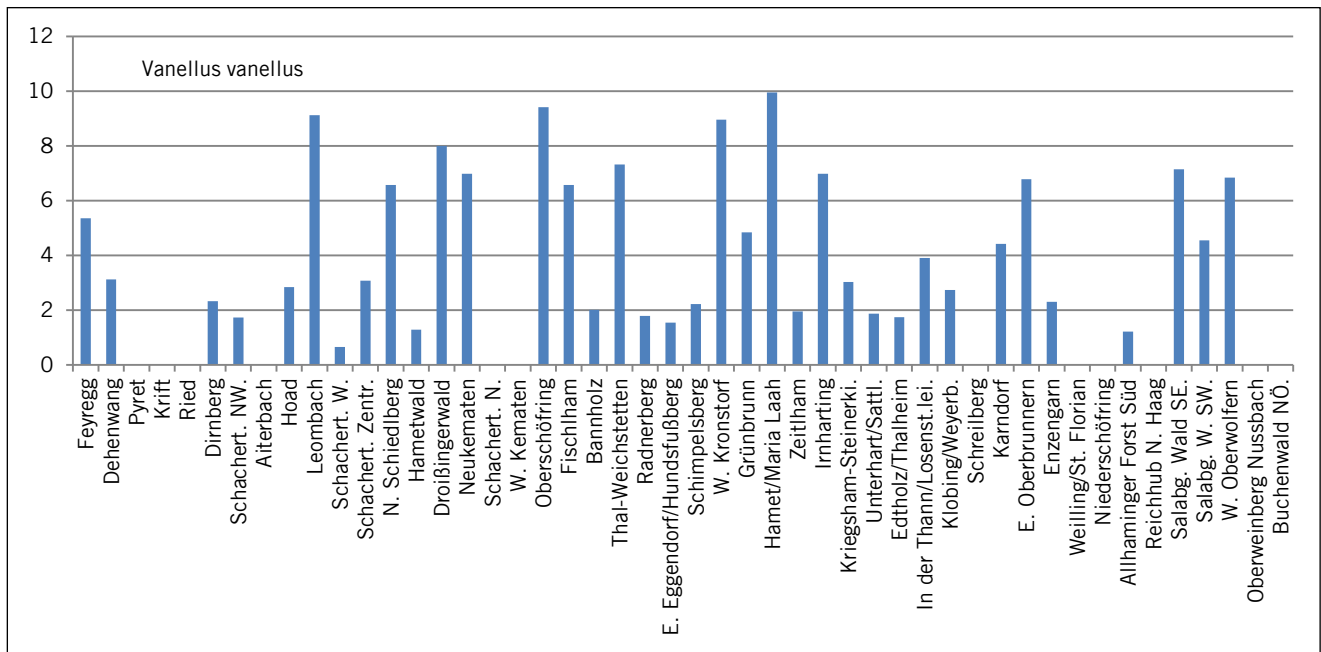


Abb. 22: Beuteanteil des Kiebitzes in 48 Habicht-Brutrevieren.

Feldgrößen und waren von Straßen umgeben, die womöglich Bodenrüber abhielten.

Im Einzelfall führten Mütter ihre Küken im Juni entlang Straßen bis 1 km weit zu günstigen, offenen Standorten (Ehrnsdorf/Wartberg). Gerne wurden frisch gemähte Wiesenstücke oder Straßenränder aufgesucht. Straßen waren aber eine zweiseitige Angelegenheit: Manche Feinde traten dort weniger auf. Andererseits wurden regelmäßig (dutzende) Jungvögel überfahren, darunter regelmäßig auch fast erwachsene. Ähnliches stellte F. Kloibhofer im Raum Ried/Riedmark fest (pers. Mitt.). Überfahrene Altvögel wurden erst zweimal gefunden.

Interessant war das Hass-Verhalten gegenüber Rohrweihen, die sogar in 70 m Höhe angegriffen wurden. Angegriffene Arten waren zudem Rabenkrähe, Kolkrabe, Mäusebusard, Wespenbusard, Waldohreule, Sperber, Habicht, Milane, Mittelmeermöwe, Turmfalke, Baumfalke, Wanderfalke (nur sehr vorsichtig, eher Ausweichen) und Modellflugzeuge. Manchmal wurden auch Stare verjagt (Nahrungskonkurrenz der Küken). Die Kiebitze konnten die Arten und ihre Gefährlichkeit unterscheiden und differenzierten in ihren Abwehrreaktionen. Einmal näherte sich eine Nahrung suchende Krähe bis auf ca. 20 m einem einzeln brütenden Kiebitz – ohne eine Reaktion auszulösen. Eine kuriose Todesursache betraf ein großes Junges, das auf einem Modell-

flugzeugplatz von einem Rasentraktor gemäht wurde.

#### Literatur

ALTENKAMP R., BAUER H.-G., STEIOF K. (2001): Beutegreifer als Gefährdung für andere Arten. In: RICHARZ K., BEZZEL E., HORMANN M. (Hrsg): Taschenbuch für Vogelschutz. Wiebelsheim, Aula: 462-469.

BAUER H.-G., BERTHOLD P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Wiesbaden, Aula-Verlag.

BIELEFELDT J., ROSENFELD R. N., PAPP J. M. (1992): Unfounded assumptions about diet of the Cooper's Hawk. The Condor 94: 427-436.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife Conservation Series No. 12.

CRESSWELL W. (1993): Escape responses by redshanks, *Tringa totanus*, on attack by avian predators. Anim. Behav. 46: 609-611.

CRESSWELL W. (1994a): Age-dependent choice of redshank (*Tringa totanus*) feeding location: profitability or risk? J. Anim. Ecol. 63: 589-600.

CRESSWELL W. (1994b): Flocking is an effective anti-predation strategy in redshanks, *Tringa totanus*. Anim. Behav. 47: 433-442.

CRESSWELL W. (1996): Surprise as a winter hunting strategy in Sparrowhawks *Accipiter nisus*, Peregrines *Falco peregrinus* and Merlins *F. columbarius*. Ibis 138: 684-692.

DONALD P., GREEN R., HEATH M. (2001): Agricultural intensification and the collapse

of Europe's farmland bird populations. Proc. Royal Society London 268: 25-29.

DVORAK M., RANNER A., BERG H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Wien, Umweltbundesamt.

ELLENBERG H. (1986): Räuber und Beute. Ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation. Unterricht Biologie 112: 4-12.

ELLIOT R. (1985): The effects of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. Behaviour 92: 168-187.

ELMHAGEN B., LUDWIG G., RUSHTON S., LINDEN H., HELLE P. (2010): Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. Journal of Animal Ecology, S. 79: 785-794.

FISCHER M. (1976, Hrsg.): Naturgeschichte Österreichs. Wien, Forum Verlag.

FISCHER W. (1995): Die Habichte *Accipiter*. 3. Aufl., Neue Brehm-Bücherei 158, Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

FRÜHAUF J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt, Wien: Umweltbundesamt Monographien 135.

FRÜHAUF J. (2010): Bedeutung des Grünlands für die Vogelwelt. 16. Alpenländisches Expertenforum – Biodiversität im Grünland, 11. März. LFZ Raumberg-Gumpenstein: 12.

FRÜHAUF J. (2011): Auswirkungen von ÖPUL-Maßnahmen – Fallbeispiele und Trends bei Vögeln. Fachtagung Biodiversität im Grünland. BOKU, Wien: 32.

GASSER M., WERNICKE P. (2007): Schulterschluss. 13. Österreichische Jägertagung, St. Hubertus. 3: 20-21.

- GLUTZ VON BLOTZHEIM U., BEZZEL E., BAUER K. (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 6 Charadriiformes (Teil 1). Wiesbaden, AULA.
- KENWARD R. (2006): The Goshawk. Carlton, Poyser.
- KOOIKER G., BUCKOW C. V. (1997): Der Kiebitz: Flugkünstler im offenen Land. Wiesbaden, AULA-Verlag.
- KORSTEN P., MUELLER J., HERMANNSTÄDTER C., BOUWMAN K., DINGEMANSE N., DRENT P., u. a. (2010): Association between DRD4 gene polymorphism and personality variation in great tits: a test across four wild populations. *Journal of Molecular Ecology* 19(4): 832-843.
- MÖNKKÖNEN M., HUSBY M., TORNBORG R., HELLE P., THOMSON R. (2007): Predation as a landscape effect: the trading off by prey species between predation risks and protection benefits. *J. Anim. Ecol.* 76: 619-629.
- NEWTON I. (1986): The Sparrowhawk. Carlton, Poyser.
- NEWTON I. (1998): Population Limitation in Birds. San Diego, Academic Press.
- NORRDAHL K., SUHONEN J., HEMMINKI O., KORPIMÄKI E. (1995): Predator presence may benefit: kestrels protect curlew nests against nest predators. *Oecologia* 101: 105-109.
- PAKKALA T., KURKI J., TIAINEN J. (2006): Top predator and interference competition modify the occurrence and breeding success of a specialist species in a structurally complex forest environment. *Annales Zoologici Fennici*, S. 43: 137-164.
- PALMA L., BEJA P., PAIS M., DA FONSECA L. (2006): Why do raptors take domestic prey? – The case of Bonelli's eagles and pigeons. *Journal of Applied Ecology*, S. 43: 1075-1086.
- PEACH W., THOMPSON P., COULSON J. (1994): Annual and Long-Term Variation in the Survival Rates of British Lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 60-70.
- PEER K., FRÜHAUF J. (2009): ÖPUL-Naturschutzmaßnahmen für gefährdete Wiesenbrüter in Tirol- Enderbericht 2009. Steinach, Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- PETTY S. J., ANDERSON D. I. K., DAVISON M., LITTLE B., SHERRAT T. N., THOMAS C. J., LAMBIN X. (2003): The decline of common kestrels *Falco tinnunculus* in a forested area of northern England: the role of predation by northern goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis* 145: 472-483.
- RATCLIFFE D. (1993): The Peregrine Falcon. Second Edition. London, Poyser.
- REDPATH S., THIRGOOD S. (1999): Numerical and functional responses in generalist predators: hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. *Journal of Animal Ecology*, S. 68: 879-892.
- RICHARZ K., BEZZEL E., HORMANN M. (2001): Taschenbuch für Vogelschutz. Wiebelsheim, Aula.
- RUTZ C. (2003): Assessing the breeding season diet of goshawks *Accipiter gentilis*: biases of plucking analysis quantified by means of continuous radio-monitoring. *J. Zool.* 259: 209-217.
- SCHIEKERMANN H., TEUNISSEN W., OOSTERVELD E. (2009): Mortality of Blacktailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *Journal of Ornithology*, S. 150: 133-146.
- SCHMIDT E., STRACHE R. (1997): Brutbestandsentwicklung des Kiebitzes auf Probeflächen in Mecklenburg-Vorpommern. *Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern*, S. 39: 27-42.
- SCHWAIGER H. (2005): Kiebitz *Vanellus vanellus*. In: BEZZEL E., GEIERSBERGER I., VON LOSSOW G., PFEIFER R. (Hrsg.): Brutvögel in Bayern – Verbreitung 1996 bis 1999. 1. Auflage, Ulmer: 182-183.
- SERGIO F., HIRALDO F. (2008): Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis* 150 (Suppl. 1): 132-145.
- SHRUBB M. (2007): The Lapwing. London: T&AD Poyser, A&C Black Publishers Ltd.
- SONERUD G. A. (1992): Functional Responses of Birds of Prey: Biases Due to the Load-Size Effect in Central Place Foragers. *Oikos* 63: 223-232.
- STEINER H. (1998): Wald und Greifvögel. Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement – Dissertation. Salzburg.
- STEINER H. (2007): Absolute Entnahmen in einer Kiebitz-Brutpopulation (*Vanellus vanellus*) durch Greifvögel (*Accipiter gentilis*, *A. nisus*, *Falco peregrinus*). *Vogelkundliche Nachrichten aus OÖ.* 15: 172-192.
- STEINER H. (2009): Bestandseinbruch des Kiebitz im Alpenvorland, großräumige Dichte und vorläufige Faktoren für Habicht- und Wanderfalkenprädation. *Vogelkundliche Nachrichten OÖ.* 17: 45-71.
- STEINER H., HASLINGER G., JIRESCH W., PÜHRINGER N., STADLER S. (2006): Ökologische Nische und Naturschutz: Das Beispiel Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge. *Vogelkd. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell* 14(1): 1-30.
- SUDFELDT C., DRÖSCHMEISTER R., GRÜNEBERG C., MITSCHKE A., SCHÖPF H., WAHL J. (2007): Vögel in Deutschland-2007. Münster, DDA, BfN, LAG VSW.
- SUHONEN J., NORRDAHL K., KORPIMÄKI E. (1994): Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. *Ecology* 75: 1626-1634.
- SUNDE P. (2005): Predators control post-fledging mortality in tawny owls *Strix aluco*. *Oikos* 110: 461-472.
- TEUFELBAUER N., EICHBERGER I., BIERINGER G. (2013): Hilfe für das Braunkehlchen durch zielgerechte landwirtschaftliche Förderungsmaßnahmen – Eine Erfolgskontrolle von ÖPUL Maßnahmen im Artenschutzprojekt Lungau. *Ländlicher Raum - Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft*: 1-11.
- TEUNISSEN W., SCHEKERMANN H., WILLEMS F. (2005): Predatie bij Weidevogels. *Sovon vogelonderzoek Nederland*.
- TEUNISSEN W., HÖTKER H. (2006): Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und den Niederlanden. *Osnabrück: Osnabrückner Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 93-98.
- THIRGOOD S. J., REDPATH S. M., HAYDON D. T., ROTHERY P., NEWTON I., HUDSON P. J. (2000a): Habitat loss and raptor predation: disentangling long- and short-term causes of red grouse declines. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 651-656.
- THIRGOOD S. J., REDPATH S. M., ROTHERY P., AEBISCHER N. J. (2000b): Raptor predation and population limitation in red grouse. *J. Anim. Ecol.* 69: 504-516.
- UHL H. (2015): Vom Allerweltsvogel zum Sorgenkind. *Vogelschutz in Österreich* 38: 12-13.
- UTTENDÖRFER O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. Neudamm, Neumann.
- VALKAMA J., KORPIMÄKI E., ARROYO B., BEJA P., BRETAGNOLLE V., BRO E., u. a. (2005): Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological reviews*, S. 80: 171-203.
- WATSON M., AEBISCHER N. J., CRESSWELL W. (2007): Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance tradeoffs on predation mortality. *J. Anim. Ecol.* 76: 211-221.
- WHITFIELD D. P. (2003a): Density-dependent mortality of wintering Dunlins *Calidris alpina* through predation by Eurasian Sparrowhawks *Accipiter nisus*. *Ibis* 145: 432-438.
- WHITFIELD D. P. (2003b): Redshank *Tringa totanus* flocking behaviour, distance from cover and vulnerability to sparrowhawk *Accipiter nisus* attacks. *J. Avian Biol.* 34: 163-169.
- WHITFIELD D. P. (2003c): Predation by Eurasian sparrowhawks produces density dependent mortality of wintering redshanks. *J. Anim. Ecol.* 72(5): 27-35.
- WITTENBERG J. (1998): Starker Rückgang des Rabenkrähen-Bestandes nach Ansiedlung des Habichts. *J. Ornithol.* 139: 203-204.
- WÖHRER T. (2014): Zum Einfluss des Habichts *Accipiter gentilis* auf den Kiebitz *Vanellus vanellus*. Bachelorarbeit, Univ. Salzburg.
- WOODROFFE R., GINSBERG J. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280: 2126-2128.
- ZIESEMER F. (1983): Untersuchungen zum Einfluß des Habichts (*Accipiter gentilis*) auf Populationen seiner Beutetiere. *Beiträge zur Wildbiologie* 2: 1-127.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [ÖKO.L Zeitschrift für Ökologie, Natur- und Umweltschutz](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [2016\\_04](#)

Autor(en)/Author(s): Steiner Helmut, Jiresch Winfried

Artikel/Article: [Moderner Vogelschutz und Landwirtschaft - Modellfall Kiebitz 19-28](#)