

Forschungsprojekt

„Biokraftstoffe – Potentiale, Risiken, Zukunftsszenarien“

Modul 3: Auswirkungen der Biokraftstoffproduktion auf die Biodiversität

Arbeitspaket AP8: „Oberösterreich-Fokus“

Endbericht



JOHANNES FRÜHAUF, BirdLife Österreich
im Auftrag des Umweltbundesamts, Wien

Wien, den 15. November 2011

Inhalt

Zusammenfassung	5
Untersuchungsziele.....	5
Material und Methoden	5
Ergebnisse.....	6
Habitatmodelle	6
Auswirkungen der Szenarien auf Ackerkulturen	6
Auswirkungen der Szenarien auf die untersuchten Vogelarten	7
Auswirkungen in Naturräumen.....	8
Diskussion und Empfehlungen	9
Einleitung	10
Hintergrund	10
Untersuchungsziele	12
Fragestellungen und Untersuchungsansatz.....	12
Untersuchungsgebiet, Datenmaterial und Methoden.....	15
Untersuchungsgebiet	15
Datenmaterial.....	18
Vogeldaten.....	18
Untersuchte Vogelarten.....	18
Für die Habitatmodelle verwendete Vogeldaten.....	18
Habitat-Variablen.....	20
Landwirtschaft- Schlagnutzungen.....	20
Höhenmodell	27
Klimadaten	27
Landbedeckung	28
Digitale Bodenkarte.....	29
Definition und räumliche explizite Umsetzung von Szenarien	29
Definition und Eigenschaften der Szenarien.....	29
Modellierung des Anbaus auf Ackerflächen gemäß den Szenarien	31
Modellierung der Habitatpotentiale	32
MaxEnt	33
Quantifizierung von Effekten der Szenarien auf Habitatpotentiale.....	35
Ergebnisse und Detail-Diskussion	36
Voraussagekraft der Habitatmodelle.....	36
Einflüsse von Variablen auf Habitatpotentiale	37

Auswirkungen der Szenarien auf Ackerkulturen.....	41
Auswirkungen der Szenarien auf die untersuchten Arten	45
Vorbemerkungen.....	45
Auswirkungen der Szenarien auf die Gesamtheit der Arten.....	47
Auswirkungen auf Fokus-Arten	54
Steinkauz.....	54
Kiebitz.....	62
Feldlerche.....	68
Turmfalke	75
Weißstorch.....	82
Auswirkungen auf Arten in Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie	89
Auswirkungen auf Arten mit hoher Bedeutung Oberösterreichs und Acker-Spezialisten	98
Auswirkungen in Naturräumen.....	109
Auswirkungen im Naturraum Machland	115
Beschreibung	115
Auswirkungen der Szenarien im Ackerland.....	116
Ornithologische Bedeutung.....	116
Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten	117
Auswirkungen in EU-Vogelschutzgebieten.....	119
Ornithologische Bedeutung.....	119
Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten	120
Synthese, allgemeine Diskussion, Empfehlungen	122
Einflüsse der Szenarien auf die Habitatpotentiale der untersuchten Vogelarten	122
Einflüsse auf die untersuchten Arten	122
Auswirkungen in unterschiedlichen Bezugsräumen	126
Ergebnisse im Kontext anderer Studien	127
Kritische Annahmen, Einschränkungen und zusätzliche relevante Aspekte für die Interpretation der Ergebnisse	129
Kritische Annahmen und Einschränkungen	129
Zusätzliche wahrscheinliche Entwicklungen.....	131
Empfehlungen	132
Danksagung	135
Literatur	136
Anhänge	143

Zusammenfassung

Untersuchungsziele

In Österreich könnte es in den kommenden Jahren zu einer Ausweitung des Rapsanbaus zur Erzeugung von Biodiesel kommen, um die Beimischungsziele (10 % der Energie im Verkehrssektor aus erneuerbaren Quellen) des nationalen Aktionsplans für Erneuerbare Energien gemäß EU-Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen zu erreichen. Im Rahmen eines gesamtösterreichischen proVision-Forschungsprojekts wurden mögliche Auswirkungen auf (Brut)Vogel des Ackerlandes in Oberösterreich untersucht.

Material und Methoden

In Zusammenarbeit mit dem proVision-Forschungsprojekt „Werkzeuge für Modelle einer nachhaltigen Raumnutzung“ wurden *vier Szenarien* definiert, die einerseits eine möglichst realistische (moderate) Ausweitung der Rapsanbaufläche in Österreich in zwei Stufen (um jeweils rund 4 % und 38 %; S1, S2) als auch die Beibehaltung einer Mindestfläche an Brachen als Maßnahme zur Erhaltung der Biodiversität umfassen (ca. 2,4 % des Ackerlandes; S1+, S2+). Entsprechend diesen Szenarien wurden von A. ASAMER, E. SCHMID und M. SCHÖNHART (Universität für Bodenkultur) im Rahmen von „Werkzeuge für Modelle einer nachhaltigen Raumnutzung“ *räumlich explizite Modelle für Ackerkulturen* erstellt (Auflösung: 1.000 x 1.000 m-Raster), die die Komplexität agrarökologisch-ökonomischer Dynamik im Ackerland berücksichtigen. Dies erfolgte auf Grundlage mehrerer ineinandergreifender Modelle, die u. a. Fruchtfolgen, Standortverhältnisse (Klima, Boden), zu erwartende Marktpreise und Anbauaufwand berücksichtigen und anhand von Grenzopportunitätskosten ökonomisch optimale Anbauentscheidungen simulieren.

Schlagbezogene Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung (inkl. Ackerkulturen) im Jahr 2008, zu Klima, Topografie, Boden und Landbedeckung (u. a. Wald, Siedlungen, Strassen, Feuchtgebiete) wurden dazu verwendet, um *räumliche Modelle des Habitatpotentials* von 44 (weit überwiegend Brut-)Vogelarten zu erstellen, die einen starken ökologischen Bezug zu Ackerflächen haben. Als Eingangsdaten dienten geo-referenzierte Vogelnachweise aus dem Datenbestand von BirdLife Österreich (v. a. Brutvogel-Monitoring sowie Gebiets- und Art-Erhebungen). Für die Modellierungen kam *MaxEnt* zum Einsatz, ein sehr leistungsfähiges Verfahren, das lediglich Präsenz-Daten erfordert. Als Bezugsraum galten alle 1.000 x 1.000 m-Raster, in denen 2008 Ackerflächen vorhanden waren (ca. 38.500); damit wurden etwa 92 % des oberösterreichischen Kulturlands berücksichtigt.

Diese Habitatmodelle wurden unter Konstanthaltung aller anderen Variablen (z. B. Klima, Landbedeckung) auf die räumlichen Ackermodelle angewendet, die die Vorgaben der vier Szenarien umsetzten. Schließlich wurde das jeweilige *Gesamtausmaß des daraus resultierenden Habitatpotentials* für jede Vogelart mit jenem des Ausgangs-Zustands (2008) quantitativ bilanzierend verglichen.

Der vorliegende Bericht untersucht Auswirkungen auf 31 der 44 genannten Vogelarten, bei denen ein nennenswerter Anteil des österreichischen Gesamt-Habitatpotentials in

Oberösterreich liegt. Besonderes Augenmerk galt dabei fünf „**Fokus-Arten**“ (Weißstorch, Kiebitz, Steinkauz, Turmfalke und Feldlerche) sowie dem Naturraum **Machland**, der einerseits eine überdurchschnittliche Bedeutung für Ackervögel hat und in dem andererseits ein hohes Potential für den Rapsanbau besteht. Darüber hinaus wurden weitere Analysen (u. a. für insgesamt 17 Naturräume) durchgeführt.

Ergebnisse

Habitatmodelle

Die erstellten räumlichen Modelle für die Habitatpotentiale sind hinsichtlich ihrer Voraussagekraft als hervorragend einzustufen und stimmen mit der bekannten Verbreitung der 31 Vogelarten sehr gut überein. Die **landwirtschaftliche Nutzung** im Jahr 2008 und **Klima** sind im Schnitt die **wichtigsten Variablen** zur Erklärung der Vogelvorkommen; Landbedeckung (zumeist Meidung von Wald und Siedlungen), Topografie und Boden haben in der Regel geringere Bedeutung. Jede der untersuchten Arten zeigt Beziehungen zu mindestens einer der Acker-Variablen, auf die die Szenarien Einfluss nehmen.

Unter diesen tragen **Brachen** sowohl bei der weit überwiegenden Zahl der Arten **positiv** als auch im Durchschnitt **am stärksten** zur **Habitatqualität** bei, während **Raps überwiegend negativ**, aber im Mittel nur **schwache Einflüsse** zeigt. Die Diversität von Ackerkulturen in den einzelnen Rastern beeinflusst alle Arten positiv, hat aber durchschnittlich die schwächsten Effekte; andere Ackerkulturen nehmen in unterschiedlicher Weise Einfluss auf die untersuchten Arten.

Auswirkungen der Szenarien auf Ackerkulturen

Obwohl die Szenarien 1 und 1+ für ganz Österreich eine Zunahme der Rapsfläche um 5 % bzw. 3 % beinhalten, ergeben die integrativen, ökonomisch optimierenden Ackermodelle zur räumlich expliziten Umsetzung der Szenarien in Oberösterreich nur eine Zunahme von Raps um 1,1 % für S1 und für S1+ sogar eine Abnahme um 4,5 %. Auch die Vorgaben für S2 und S2+ (+39 % bzw. +36 %) resultieren in **geringeren Raps-Zunahmen** (+32 %, +26 %) **als in Gesamt-Österreich**. Umgekehrt fallen die **Abnahmen der Brachen** in Oberösterreich in allen Szenarien deutlich (um 10–23 %) **schwächer** aus.

Darüber hinaus resultieren aus den Modellierungen der Ackerkulturen **erhebliche absolute und relative Flächenveränderungen bei den meisten Kulturen** in Oberösterreich, die deutliche Unterschiede zu Gesamt-Österreich aufweisen. Sie fallen in einigen Fällen deutlich stärker aus als bei Raps und Brachen; dies trifft insbesondere auf die Zunahme von Feldfutter (z. B. Klee gras, Wechselwiesen) und Eiweißpflanzen (v. a. Ackerbohnen) sowie die Abnahme von Mais und Getreide zu. Eine Folge der Szenarien ist auch, dass sich aus den räumlichen Prognosen für Oberösterreich im Gegensatz zum Bundesgebiet eine **Erhöhung der mittleren Diversität** von Ackerkulturen ergibt.

Diese Ergebnisse sind als Folge von standörtlichen Gegebenheiten und agrar-ökonomischen Rahmenbedingungen in Oberösterreich zu interpretieren, die sich von jenen in Österreich als Ganzes unterscheiden. Ein wesentlicher Teil der Effekte der Szenarien beruht offenbar auf den marktbezogenen Annahmen in den Acker-Modellen,

die zu **Verschiebungen der Konkurrenzverhältnisse zwischen den Kulturen** führen, die sich nicht nur in veränderten Gesamtflächen der jeweiligen Ackerkulturen niederschlagen, sondern auch in räumlich differenzierter Weise auf regionaler (Oberösterreich) bis hin zur lokalen Ebene (in Rastern). Analysen auf unterschiedlicher räumlicher Ebene zeigten etwa, dass von **Raps** nur in geringem Umfang direkte, sondern **in erster Linie indirekte Verdrängungseffekte gegenüber Brachen** ausgehen.

Auswirkungen der Szenarien auf die untersuchten Vogelarten

Allgemeine Auswirkungen

Die Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten unterscheiden sich signifikant zwischen den vier Szenarien: In Übereinstimmung mit den Ergebnissen zu 44 Vogelarten in ganz Österreich erweist sich dabei in Oberösterreich **Szenario S2** (stärkerer Rapszuwachs, keine Brachen-Mindestfläche) als **das ungünstigste** und führt zu Habitatverlusten bei einer relativen Mehrheit (45 %) der Arten (nur 26 % nehmen zu).

Dieser **Effekt** fällt jedoch **in Oberösterreich deutlich geringer** aus als in Österreich gesamt, wo Szenario S2 bei 64 % der Arten zu Abnahmen führt und wo sich die Habitatpotentiale der Arten durchschnittlich im stärkerem Ausmaß als in Oberösterreich (sowie signifikant) verringern; auch auf der Ebene der einzelnen Arten entwickeln sich die Habitatpotentiale in allen Szenarien in Oberösterreich signifikant günstiger. Diese Unterschiede sind als Folge der erwähnten geringeren Szenarien-Auswirkungen auf die oberösterreichischen Anbauverhältnisse zu interpretieren.

Von zentraler Bedeutung ist die grundsätzliche Übereinstimmung bezüglich der Auswirkungen der Veränderungen des Flächenausmaßes von Raps und Brachen; sowohl in Oberösterreich als auch in Gesamt-Österreich erwies sich über alle Arten hinweg lediglich der **Brachenverlust als signifikanter negativer Effekt der Szenarien**, während jener der Rapszunahme deutlich unter der Signifikanzgrenze blieb. Das wird dadurch unterstrichen, dass sich bei der großen Mehrheit der Arten (84 %) Szenario S2 (stärkerer Rapszuwachs, keine Brachen-Mindestfläche) als das ungünstigste erwies und **Szenario S2+** (bei beinahe identischer Rapszunahme) bei 65 % der Arten als **das günstigste**. Diese Ergebnisse überraschen nicht, da im Jahr 2008 Brachen den höchsten (positiven) und Raps einen überwiegend negativen und schwachen Einfluss auf die Habitatqualität hatten.

Zusätzlich hatten jedoch szenarien-bedingte Veränderungen des Flächenausmaßes bei **anderen Ackerkulturen** ebenfalls **erhebliche**, wenn auch bei den untersuchten Vogelarten unterschiedliche **Auswirkungen**. Beispielhafte Analysen zu den Fokus-Arten weisen ebenfalls darauf hin, dass weniger die Zunahme von Raps selbst, sondern **die durch Raps hervorgerufenen Verschiebungen der Konkurrenzverhältnisse** zwischen den Kulturen **in unterschiedlicher Weise Einfluss auf die Habitatpotentiale** der untersuchten Vogelarten nehmen.

Auswirkungen auf naturschutzrelevante Arten

Die Auswirkungen auf **gefährdete Vogelarten der oberösterreichischen Roten Liste** unterscheiden sich im Durchschnitt insbesondere bei Szenario S2 nicht von jenen auf die restlichen Arten. Allerdings wurden **massive Habitatverluste für die Fokus-Art Steinkauz** (um 36 bis 56 %) vorausgesagt; für zwei weitere, ebenfalls vom Aussterben bedrohte

Arten (Schafstelze, Grauammer) beinhaltet Szenario S2 ein erhebliches **Risiko von substanziellen** und für das gefährdete Rebhuhn von leichten **Habitatverlusten**, weiters könnten drei „nahezu gefährdete“ Arten (Dohle, Rauchschwalbe, Neuntöter) in eine höhere Gefährdungsstufe fallen. Abgesehen von den bereits erwähnten eher negativ betroffenen Arten (Neuntöter, Weißstorch) werden jedoch für drei weitere Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie (z. B. Heidelerche) deutlich **positive Entwicklungen** in allen Szenarien vorausgesagt.

Abgesehen vom Steinkauz bestehen für die **Fokus-Arten** Prognosen mit leichten Abnahmen (Weißstorch), neutrale bis tendenziell positive Aussichten für Feldlerche und Turmfalke sowie deutlich positive für den Kiebitz. Mit starken Abnahmen (um 11–27%) insbesondere durch Szenario S2 ist auch bei einigen ungefährdeten, weit verbreiteten Arten zu rechnen (z. B. Girlitz, Feldsperling, Goldammer und Grünling).

Auswirkungen in Naturräumen

Machland

Unter 17 Naturräumen, die aus 41 Raumeinheiten Oberösterreichs für die Zwecke dieser Untersuchung zusammengefasst wurden, liegt das Machland am tiefsten und hat das wärmste Klima. Gemessen an seinem Anteil am durch diese Untersuchung berücksichtigten Kulturland (1,6%), hat dieser Naturraum **überdurchschnittliche Bedeutung** insbesondere für 8 von 10 in Oberösterreich **gefährdete Arten**, die Ackerland nutzen; dies trifft auch auf die Fokus-Arten Steinkauz, Weißstorch, Kiebitz und Turmfalke zu.

Die Szenarien S2 und S2+ resultieren hier in relativ starken Raps-Zunahmen, aber S1 und S1+ sogar in Abnahmen, jedenfalls aber in sehr starken Rückgängen bei Brachen (um max. 94%). **Starke negative Auswirkungen** sind (wie auch generell vorwiegend unter Szenario S2, aber auch in anderen Szenarien) für Steinkauz (max. Abnahme des Habitatpotentials um 45%), Schafstelze (um max. ca. 60%) und Grauammer zu erwarten; andererseits werden auch Zunahmen z. B. für Weißstorch, Kiebitz und Turmfalke prognostiziert.

Naturräume mit starken Auswirkungen der Szenarien

Der Analyse der Auswirkungen der Szenarien ging eine Bewertung der Bedeutung anhand der Habitatpotentiale (u. a. für gefährdete Arten und Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie) voraus. Vergleichsweise gravierende negative Effekte von Szenario S2 sind demzufolge in den Naturräumen der **Böhmischen Masse** („Aist-Naarn-Kuppenland“, „Zentrales und südliches Mühlviertel Donauschlucht und Nebentäler“), in denen des **Innviertels** („Südinntal Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauber Wald, Mattigtal“, „Inntal“), im „**Unteren Trauntal**“ und im „**Machland**“ zu erwarten.

Vogelschutzgebiete

Die neun oberösterreichischen Schutzgebiete nach der Vogelschutzrichtlinie, die Ackerland enthalten, haben wegen geringer Anteile am Kulturland eine geringe Bedeutung für die untersuchten Vogelarten. In diesen Gebieten besteht jedoch eine Tendenz zu überdurchschnittlich ungünstigen Prognosen.

Diskussion und Empfehlungen

Mögliche zusätzliche Beeinträchtigungen

Die *Ergebnisse dieser Untersuchung* werden durch z. T. erst jüngst veröffentlichte Publikationen in wissenschaftlichen Journalen **bestätigt**; wesentliche Übereinstimmungen bestehen darin, dass überwiegend negative Auswirkungen erheblicher Ausweitungen des Biokraftstoffanbaus auf Biodiversität vorausgesagt werden und dass der Brachenverlust hierbei als Haupteffekt anzusehen ist.

Bezüglich der Interpretation der Ergebnisse ist zu betonen, dass eine für die modellbasierten Auswirkungsprognosen kritische Annahme wahrscheinlich nicht zutrifft, nämlich dass die landwirtschaftliche Praxis auch in Hinkunft unverändert bleiben wird; dies konnte nicht berücksichtigt werden, da geeignete Daten oder ausreichend spezifische Szenarien nicht verfügbar waren. Als Folge des stetig wachsenden Nutzungsdrucks auf Ackerflächen ist vielmehr von weiterer **Intensivierung** auszugehen, die durch Nachfrage nach Biokraftstoffen noch gesteigert werden könnte. Die hohen pflanzenbaulichen Anforderungen der anspruchsvollen Kultur Raps könnten über die langfristigen Trends hinaus einen **zusätzlichen Intensivierungsschub** hervorrufen, wodurch die **Effekte** der Szenarien deutlich **unterschätzt** würden. Weitere Argumente, die die Annahme bzw. Möglichkeit einer Unterschätzung unterstützen, werden diskutiert (z. B. bezüglich der Wirkungen eines künftigen Agrar-Umweltprogramms unter den Bedingungen schrumpfender Agrarbudgets).

Darüber hinaus besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass weitere künftige Entwicklungen das Habitatpotential für die Vögel des Kulturlands zusätzlich mindern; hier sind die vermutlich überwiegend negativen Auswirkungen des **Klimawandels**, die zu erwartende Ausweitung von **Energiewäldern**, die den für Ackervögel erforderlichen Offenlandcharakter stark beeinträchtigen können und der kontinuierlich steigende Flächenverbrauch sowie Störungen, Habitatzerschneidung und vermehrte Mortalität (Verkehrsoffer) durch **Siedlungs- und Verkehrsinfrastrukturen**.

Empfohlene Schutzmaßnahmen

Um den zentralen positiven Einfluss von Brachen auf Vögel sowie generell auf die Biodiversität in Ackerlandschaften zu erhalten, kann in Übereinstimmung mit anderen Autoren die Sicherung einer ausreichenden **Mindestfläche an Brachen** als allgemeine Maßnahme mit der erforderlichen Breitenwirkung uneingeschränkt empfohlen werden. Um eine hohe Wirksamkeit zu gewährleisten, ist Aspekten der räumlichen Verteilung und Lage sowie der Pflege von Brachen besonderes Augenmerk zu widmen; ein verpflichtender Ansatz, wie er kürzlich im Zuge der EU-Agrar-Reform vorgeschlagen wurde, erscheint am zielführendsten.

Die räumlich und nach relevanten Arten differenzierten Ergebnisse dieser Untersuchung gestatten es darüber hinaus, **für prioritäre Arten und in prioritären Gebieten** frühzeitig und auf die spezifischen Erfordernisse abgestimmte **gezielte Maßnahmen** (z. B. Artenhilfsprogramme, Vertragsnaturschutz-Initiativen, hoheitliche Regelungen, Raumplanung) zu ergreifen.

Einleitung

Hintergrund

Politische Ziele: Biotreibstoffe werden als wichtiger Beitrag zur Verringerung der Treibhausgasemissionen aus dem Verkehrssektor angesehen (z. B. FARRELL *et al.* 2006, EEA 2007; BMLFUW 2010a); darüber hinaus soll damit die Abhängigkeit von importiertem fossilem Öl reduziert und ein Beitrag zum landwirtschaftlichen Einkommen geleistet werden (z. B. BMLFUW 2010a). Die Europäische Richtlinie für nachwachsende Rohstoffe (2009/648/EG) setzt aus diesen Gründen fest, dass bis 2020 ein Beimischungsanteil von 10 % an Biotreibstoffen im Verkehrssektor zu erreichen ist.

Debatten über Nachhaltigkeitsaspekte: Die Bestrebungen zu vermehrtem Anbau und Einsatz von Biotreibstoffen der „ersten Generation“ (Bioethanol, Biodiesel) entfachten in den vergangenen Jahren z. T. heftig geführte politische und wissenschaftliche Debatten über ihre Nachhaltigkeit (z. B. SOLOMON 2010). Gegenstand der Kontroversen waren Treibhausgasbilanzen (z. B. PIMENTEL & PATZEK 2005, CRUTZEN *et al.*, 2007, FARGIONE *et al.*, 2008), aber auch mögliche Auswirkungen auf Nahrungsmittelsicherheit und -preise (OECD/FAO 2008). Seit etwa 2008 fokussierten sich diese Auseinandersetzungen auf durch Biotreibstoffe ausgelöste indirekte Landnutzungseffekte (ILUCs). Diese würden entstehen, wenn die Nahrungsmittelproduktion auf Ackerland durch Anbau z. B. von Biosprit-Weizen oder Biodiesel-Raps verdrängt wird. In diesem Fall würden neue Ackerflächen auf bisher nicht oder anders genutzten entstehen, wo durch Rodung von Wald oder Pflügen von Grasland Kohlenstoff freigesetzt würde (SEARCHINGER *et al.* 2008, CROEZEN *et al.* 2010).

Mögliche Auswirkungen auf Biodiversität: Darüber hinaus wurden schwerwiegende Bedenken bezüglich möglicher negativer Auswirkungen auf die Biodiversität geäußert (z. B. EEA 2007, CBD 2008, EICKHOUT *et al.*, 2008, SALA *et al.* 2009, VAN OORSCHOOT *et al.* 2010). Erhöhter Landnutzungsdruck könnte zur Zerstörung natürlicher Lebensräume wie Tropenwälder und Savannen führen (KOH & GHAZOUL 2008, FARGIONE *et al.* 2008, CBD 2008, PHALAN 2009, MEEHAN *et al.*, 2010).

Auch für Europa werden negative Effekte befürchtet (EICKHOUT *et al.* 2008, STOATE *et al.* 2009). Jedoch wurden bislang nur wenige Studien zu potentiellen Auswirkungen auf Aspekte der Biodiversität durchgeführt. HELLMANN & VERBURG (2010) kamen aufgrund von Modellierungen zum Ergebnis, dass vermehrter Anbau von Biokraftstoffen auf Ackerland in der EU wertvolle Habitate v. a. durch indirekte Landnutzungsänderungen beeinträchtigen könnten. Eine ebenfalls EU-weite auf Modellierungen Analyse (EGGERS *et al.* 2009) an 313 Tierarten aus vier taxonomischen Gruppen (einschließlich Vögel) kam zum Schluss, dass bei vermehrtem Anbau von Biokraftstoffen eine größere Anzahl von Arten Habitatverluste erleiden würde als -gewinne.

Bedenken bestehen bislang überwiegend bezüglich natürlicher und naturnaher Habitate (z. B. Extensivgrünland und Wald). Während manche Autoren argumentieren, dass im ackerdominierten Kulturland kaum negative Effekte zu erwarten sind, weil lediglich intensive Acker-(Mono-)kulturen durch im Wesentlichen gleichwertige Flächen ersetzt würden (z. B. CBD 2008, FARGIONE *et al.* 2008, EICKHOUT *et al.* 2008, TUCKER *et al.*, 2010), sehen andere beträchtliches Gefährdungspotential in einem weiteren

Intensivierungsschub im Ackerland (u. a. verstärkter Pestizideinsatz, verringerte Kulturenvielfalt) und in der Verdrängung ungenutzter, für die Biodiversität wichtiger Habitats wie insbesondere Brachen (IEEP 2004, EEA 2006, ANDERSON & FERGUSSON 2006, SCHARLEMANN 2008, SALA et al. 2009), die sich als in hohem Maße förderlich für die Biodiversität erwiesen haben (VAN BUSKIRK & WILLI 2004, WRETENBERG et al. 2007, STOATE et al., 2009). GEVERS et al. (2011) schließlich waren die ersten, die explizit Auswirkungen von Biotreibstoffen auf sechs Tierarten des Ackerlandes mit einem auf Modellierung basierenden Ansatz untersuchten (u. a. auf Feldlerche und Rebhuhn).

Nationaler Aktionsplan für erneuerbare Rohstoffe: Österreich hat sich frühzeitig ambitionierte Beimischungsziele gesetzt und die EU-Vorgaben bisher vor dem Zeitplan erfüllt (BMLFUW 2010a, WIFO 2010). Biodiesel aus Rapsöl ist mit 82% der verkauften Menge im Jahr 2009 (BMLFUW, 2010a) der bei weitem wichtigste Biotreibstoff. Der nationale Aktionsplan für erneuerbare Energien sieht einen etwa gleichbleibenden Biodiesel-Anteil bis 2020 vor, wobei der Einsatz von Treibstoffen der „zweiten Generation“ nicht geplant ist (BOWYER 2010, WIFO 2010). Obwohl ein hoher Anteil des in Österreich verwendeten Biodiesels derzeit auf Rohstoffimporten basiert und auch bis 2020 den überwiegenden Teil des Inlandverbrauchs ausmachen (WIFO 2010) bzw. weiterhin steigen wird (BMLFUW 2008), ist folglich grundsätzlich mit einer Ausweitung insbesondere des Rapsanbaus in Österreich zu rechnen.

Rapsanbau und Anbaupotentiale: Die Entwicklung des Rapsanbaus in Österreich verlief diskontinuierlich (Abb. 1). 1990 wurden erstmals 40.000 ha überschritten und 1995 wurde mit über 87.000 ha ein absolutes Maximum erreicht (als im Zuge der Einführung des Agrar-Umweltprogramms ÖPUL Raps als Winterbegrünung angebaut und somit gefördert wurde).

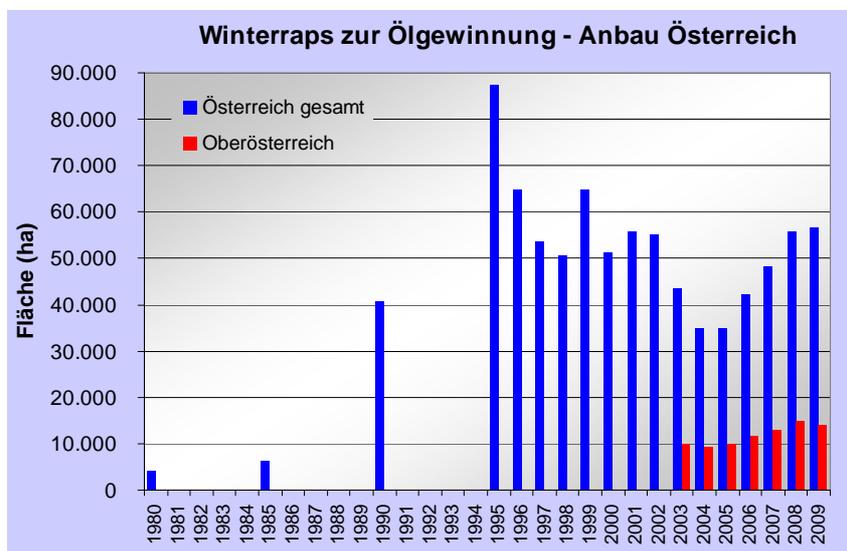


Abbildung 1: Anbau von Winterraps zur Ölgewinnung in Österreich gesamt und Oberösterreich (Daten: GRÜNER BERICHT).

Anschließend ging die Anbaufläche bis 2004 auf 35.000 ha zurück, um dann ab 2006 wieder kontinuierlich anzusteigen; sie betrug 2008 4,1% des Ackerlandes (GRÜNER BERICHT). Diese Schwankungen des Rapsanbaus dürften stark durch ökonomische Rahmenbedingungen beeinflusst sein (z. B. BRAINBOWS 2007). Daten für den Winterrapsanbau in Oberösterreich sind in den Grünen Berichten erst ab 2003 dargestellt

(vgl. Abb. 1). In diesem Zeitraum wurden hier zwischen 9.400 und 14.900 ha angebaut; das entspricht immerhin 23 % bis 29 % der Anbaufläche Österreichs.

Zum Flächenpotential für den Rapsanbau in Österreich liegen aus mehreren Studien unterschiedliche Schätzungen vor (z. B. AUSTRIAN ENERGY AGENCY 2006, BRAINBOWS 2007), die von ca. 70.000 bis ca. 150.000 ha reichen. „Hotspots“ des Biokraftstoffanbaus werden auch im Rahmen EU-weiter Szenarien-Modellierungen (EURuralis-Projekt) in Oberösterreich prognostiziert (RIENKS 2008).

Untersuchungsziele

Unter den angeführten Umständen ist es aus Sicht der oberösterreichischen Naturschutzbehörde als Auftraggeber dieser Studie von Interesse, welche Auswirkungen auf Vogelarten des Ackerlandes in Oberösterreich zu erwarten sind, wenn zur Erreichung der Beimischungsziele der Rapsanbau zur Biosprit-Erzeugung ausgeweitet wird.

In der vorliegenden Untersuchung werden dabei entsprechend den Wünschen des Auftraggebers Weißstorch, Steinkauz, Kiebitz, Turmfalke und Feldlerche als **Fokus-Arten** besonders berücksichtigt; das gilt ebenso für den **Naturraum Machland** (vgl. Abb. 3), da hier einerseits z. T. Verbreitungsschwerpunkte dieser Arten und andererseits das Potential für den Rapsanbau relativ hoch eingeschätzt wird (vgl. Abb. 21, 23, 113).

Fragestellungen und Untersuchungsansatz

Untersuchungsrahmen: Die vorliegende Studie ist Bestandteil des Forschungsprojekts „Biokraftstoffe – Potentiale, Risiken, Zukunftsszenarien“ (http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/biokraftstoffe_at/biokraft_at_home/).

Dieses wurde im Rahmen von proVision, einem Forschungsprogramm des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung durchgeführt, das die österreichische Strategie für nachhaltige Entwicklung umsetzt (<http://www.provision-research.at/cms/scripts/active.asp>).

Das Projekt befasste sich in Modul 3 mit potentiellen Auswirkungen der Biokraftstoffproduktion auf die Biodiversität. Vogelarten des Kulturlandes waren Gegenstand mehrerer Arbeitspakete; eines davon hatte einen Oberösterreich-Fokus, dessen Ergebnisse hier dargestellt werden. Diese bauen auf Modell-Analysen auf, die ganz Österreich umfassten (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.).

Themenstellung: Die Zusammenhänge zwischen dem räumlichen Auftreten bestimmter Kulturlandvogelarten und den Anbaumustern im Ackerland sind komplex und fallen bei den einzelnen Arten sehr unterschiedlich aus. In Bezug auf die Einflüsse des vermehrten Anbaus von Biokraftstoffen auf die Biodiversität differenzieren ANDERSON & FERGUSON (2006) die folgenden Faktoren, die auf verschiedenen räumlichen Skalen zusammenwirken (und im Übrigen nicht spezifisch für Biokraftstoffe sind): a) der Wert einer der Erzeugung von Biotreibstoffen dienenden Kultur (z. B. Raps) für das Habitatpotential einer bestimmten Art; b) der Wert dieser Kultur im Verhältnis zu der jeweiligen Kultur bzw. Landnutzungsform, die dadurch verdrängt wird; c) Effekte auf Landschaftsebene, die von der geografischen Lage, dem Gesamtausmaß des Flächenzuwachses und der räumlichen Verteilung der Biotreibstoff-Kulturen abhängen.

Aus bisherigen Untersuchungen (insbesondere Studien im Rahmen der Bewertung des Programms für den Ländlichen Raum; z. B. FRÜHAUF & TEUFELBAUER 2006), liegen kaum bzw. nicht ausreichend spezifische Kenntnisse über Beziehungen von Vogelarten des Kulturlandes zu Raps hervor, der bislang in Österreich einen vergleichsweise geringen Anteil an der Ackerfläche innehatte (2,5 bis 4,2 % zwischen 2000 und 2009). Es fehlten daher Grundlagen, die es gestattet hätten, mittels Verwendung bereits bekannter Zusammenhänge auf die Effekte der Ausweitung des Rapsanbaus zu schließen.

Darüber hinaus bestehen zu zahlreichen, z.T. ebenfalls selteneren Ackerkulturen (insbesondere zu Brachen) sowie zur Vielfalt des Anbaus auf dem Ackerland signifikante Korrelationen (FRÜHAUF & TEUFELBAUER 2006), die ebenfalls durch Ausweitung des Rapsanbaus mittelbar oder unmittelbar beeinflusst würden. Da unterschiedliche Ackerkulturen in einem ohne spezifische und realistische Annahmen kaum voraussagbaren Umfang durch Raps direkt oder indirekt verdrängt würden, und weil diese Effekte räumlich schlecht voraussagbar sind, ist es nicht möglich, die Gesamteffekte vermehrten Rapsanbaus auf Vögel in einfacher Weise abzuschätzen.

Es ist aus den angeführten Gründen daher auch wenig sinnvoll, die gelegentlich formulierte, allzu einfache Hypothese zu prüfen, ob die Zunahme von Rapsflächen mittels direkter Verdrängung von Brachen negativen Einfluss auf Kulturlandvögel haben kann. Vielmehr wird davon ausgegangen, dass sich bei insgesamt als konstant angenommener Ackerfläche die Verschiebung der Flächenanteile und Verteilungsmuster unterschiedlicher Ackerkulturen auf Kulturlandvögel in unterschiedlicher und komplexer Weise auswirken. Um diesen komplexen Zusammenhängen gerecht zu werden, sind spezielle Untersuchungsansätze und -methoden erforderlich.

Fragstellung: Konkret sollen durch diese Untersuchung die folgenden Fragen geklärt werden:

1. Welche möglichen Auswirkungen auf das Habitatpotential von Vogelarten des Ackerlandes in Oberösterreich haben Szenarien, die unterschiedlich starke Zunahmen des Rapsanbaus beinhalten?
2. Welchen speziellen Einfluss haben Raps und Brachen auf das Habitatpotential der untersuchten Vogelarten?
3. Kann die Beibehaltung einer Brachen-Mindestfläche als wirkungsvolle Maßnahme zur Erhaltung des Habitatpotentials von Vögeln des Ackerlandes eingesetzt werden?
4. Gehen von den Szenarien zusätzliche Effekte auf die untersuchten Vogelarten aus, die nicht unmittelbar auf Änderungen des Flächenausmaßes von Raps und Brachen zurückzuführen sind (z. B. indirekte Verschiebung der Anbaumuster)?

Modell- und Szenarien-basierter Ansatz: Der Komplexität des Untersuchungsgegenstands wird mit Modell- und Szenarien-basierten Ansätzen Rechnung getragen. Um möglichst realistische Ergebnisse zu erhalten, wurden in Kooperation mit der Universität für Bodenkultur im Rahmen des parallel durchgeführten proVision-Projektes „Werkzeuge für Modelle einer nachhaltigen Raumnutzung“ (<http://www.landnutzung.at>) zunächst realitätsnahe Szenarien für den Rapsanbau festgelegt und diese auf Grundlage von Modellierungsverfahren räumlich explizit umgesetzt. Diese simulieren ökonomisch basierte Entscheidungen landwirtschaftlicher Betriebe (vgl. Abschnitt „Modellierung des Anbaus auf Ackerflächen gemäß den Szenarien“) und berücksichtigen auf diese Weise nicht nur Raps, sondern die Gesamtheit der Ackerkulturen.

Darüber hinaus war zu berücksichtigen, dass Acker-Schlagnutzungen die aktuelle Verbreitung von Kulturlandvögeln nur zum Teil erklären; „Hintergrund-Habitatvariablen“ können bei manchen Arten deutlich wichtiger sein. Neben topografischen Gegebenheiten (z. B. Seehöhe, Neigung) und allgemeiner Landbedeckung bzw. -nutzung (z. B. Wald, Siedlungen, Gewässer) kommt insbesondere klimatischen Gegebenheiten eine oftmals dominante Rolle für die Besiedelbarkeit unterschiedlicher geografischer Regionen durch bestimmte Vogelarten zu. Einen eindrucksvollen Beleg hierfür liefert der Klimaatlas für die Vogelarten Europas (HUNTLEY *et al.* 2007), wo die Verbreitung von über 450 Vogelarten mit lediglich drei Klimavariablen sehr gut erklärt werden konnte.

Zur Quantifizierung potenzieller Effekte der Ausweitung des Rapsanbaus auf Vogelarten des Ackerlandes wurde dieser methodische Ansatz in drei Schritten umgesetzt:

1. In einem ersten Schritt wurden auf der Basis von nicht landwirtschaftsbezogenen Habitatvariablen (z. B. Klima, Landbedeckung, Topografie, Boden) sowie von aktuellen (2008) Schlagnutzungen für alle relevanten Vogelarten Verbreitungsmodelle erstellt, die das **Habitatpotential** für diese Arten räumlich explizit darstellen;
2. die sich auf Basis jedes Szenarios hinsichtlich Flächenausmaß und räumlicher Verteilung ändernden Acker-Schlagnutzungen wurden im zweiten Schritt für die Erstellung neuer räumlicher Modelle des Habitatpotentials verwendet, während alle in die ursprünglichen Habitatmodelle eingehenden Hintergrund-Variablen konstant gehalten werden;
3. im letzten Schritt wurde für jede Art das **Gesamtausmaß** dieser neuen **Habitatpotentiale** mit dem aus den ursprünglichen Habitatmodellen resultierenden **quantitativ verglichen**.

Untersuchungsgebiet, Datenmaterial und Methoden

Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet galt der Raum, in dem innerhalb Österreichs Ackerbau betrieben wird. Als Stichprobe wurden alle 1.000 x 1.000 m-Raster verwendet, in denen laut INVEKOS (2008) Ackerland vorhanden war (ca. 38.500 Raster). Für den vorliegenden Bericht wurde der Bezugsraum für die Analysen auf Oberösterreich eingeschränkt; Abb. 2 zeigt die berücksichtigte Fläche in Oberösterreich.

Raster mit Ackerland

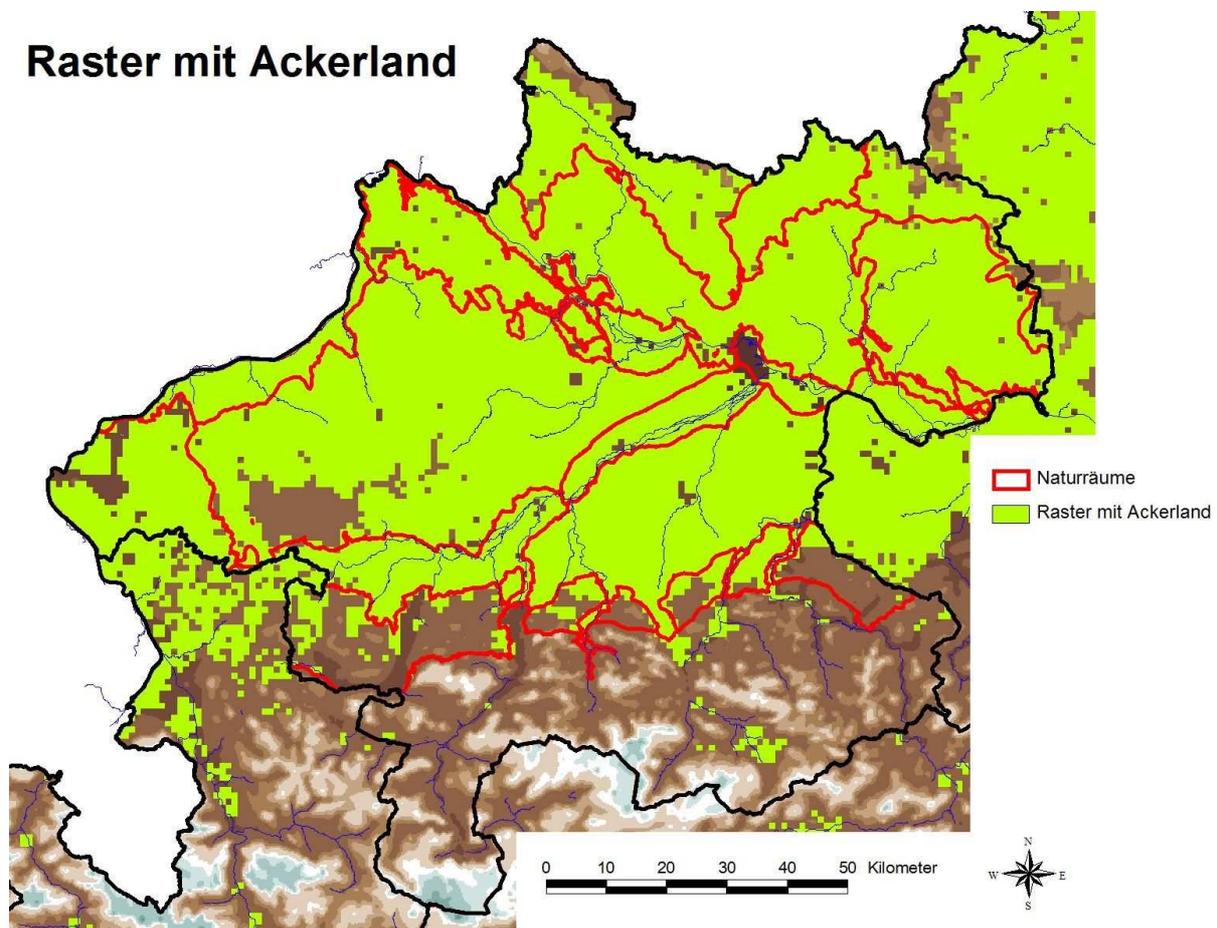


Abbildung 2: Raster mit Ackerland in Oberösterreich (gemäß INVEKOS 2008) sowie Grenzen der „Naturräume“ (s. Text und Abb. 3).

Naturräume: Um die Änderungen der Habitatpotentiale der untersuchten Arten gemäß den vier definierten Szenarien (s. Tab. 4) räumlich differenziert quantifizieren zu können, wurde Oberösterreich in insgesamt 17 „Naturräume“ untergliedert; diese wurden in Absprache mit dem Auftraggeber aus 41 Raumeinheiten zusammengefasst (vgl. Abb. 3; Zuordnungen s. Anhang 1), die als GIS-Shape zur Verfügung gestellt worden waren. Die Größe dieser Naturräume reicht von ca. 9.550 (Linzer Feld) bis 264.000 ha (Alpen, 22 %

von Oberösterreich). Besonderes Interesse des Auftraggebers galt hierbei dem Machland, dem im Ergebnisteil ein eigener Abschnitt gewidmet ist.

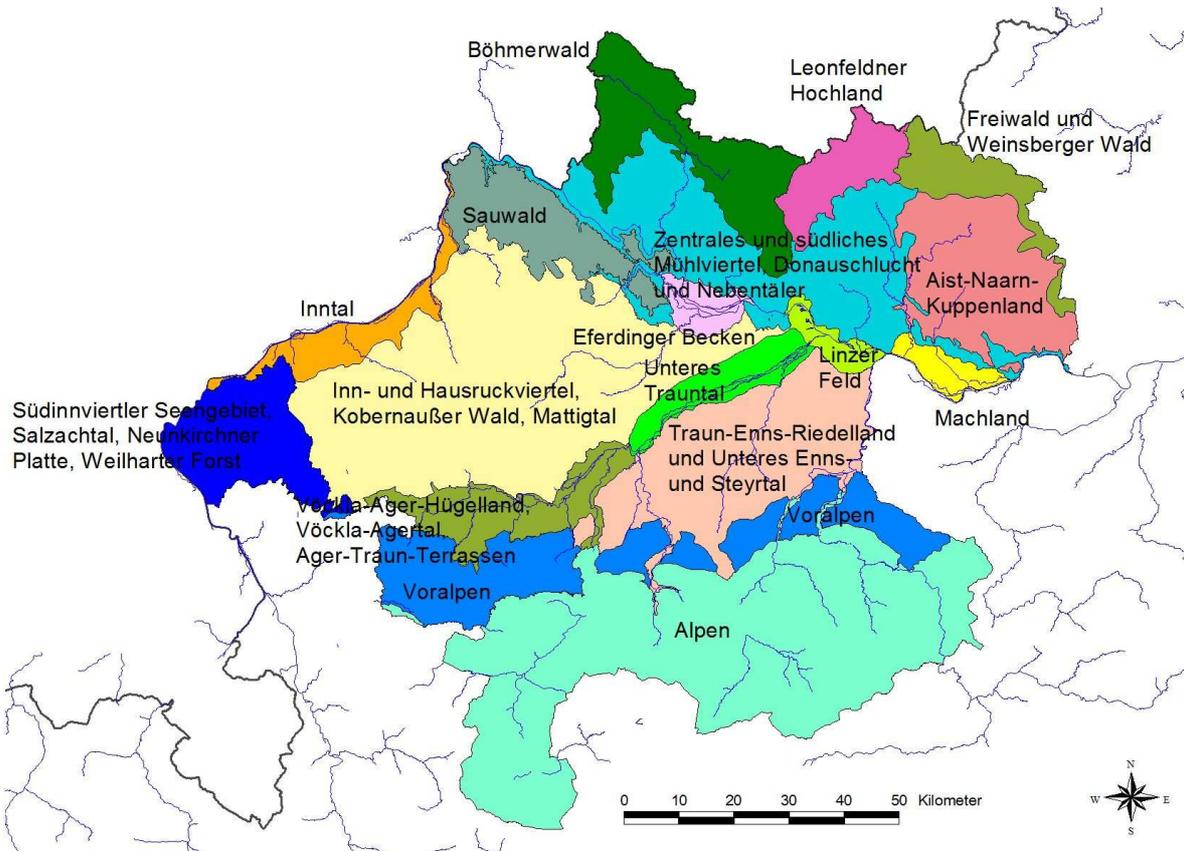


Abbildung 3: Aus 41 Raumeinheiten gebildete „Naturräume“ in Oberösterreich (s. Text und Anhang 1).

Der Anteil des INVEKOS-Kulturlandes lag in Oberösterreich im Jahr 2008 bei 36,2 % (Tab. 1); etwa 92 % des Kulturlandes ist in den untersuchten Rastern erfasst. Der Kulturlandanteil variiert in den einzelnen Naturräumen zwischen 9,8 % (Alpen) und 60,2 % (Machland). Die Relevanz der einzelnen Naturräume für Ackervögel wird in Tab. 1 hervorgehoben, indem diese nach fallendem Gesamtausmaß der Ackerfläche sortiert sind. Das Ackerland in Oberösterreich wird definitionsgemäß in den untersuchten Rastern vollständig erfasst; der oberösterreichische Ackeranteil am Kulturland beträgt durchschnittlich 53,2 %. Er ist naturgemäß am niedrigsten in den „Alpen“ (2,2 %) sowie den „Voralpen“ (9,0 %) und am höchsten in den Naturräumen des Oberösterreichischen Zentralraums („Unteres Trauntal“, „Machland“, „Eferdinger Becken“, „Linzer Feld“) mit jeweils über 85 %; geringe bis mittlere Ackeranteile kennzeichnen u. a. die Naturräume in der Böhmisches Masse.

Intensivgrünland (mehrmäßige Wiesen und Dauerweiden) macht in Oberösterreich 42,6 % aus und wird zu 85,5 % in den Rastern erfasst (Tab. 1). Hohe Anteile bestehen in den Voralpen, den Alpen und der böhmischen Masse. Extensivgrünland (einmählige Wiesen, Streuwiesen, Hutweiden, Bergmäher und Almen) nimmt in Oberösterreich hingegen nur 1,1 % des INVEKOS-Kulturlandes ein und ist zu 64,6 % in den Rastern enthalten; die höchsten Anteile sind in den Naturräumen „Alpen“, „Voralpen“ und „Freiwald und Weinsberger Wald“ vorhanden.

Tabelle 1: Statistische Kenngrößen (Flächen bzw. Flächenanteile) für die 17 Naturräume. Flächenanteile sind angegeben für Oberösterreich gesamt (OÖ), den jeweiligen Naturraum (NR), das Kulturland im jeweiligen Naturraum (KL) sowie die Kulturlandfläche in den 1.000 x 1.000 m-Rastern (RAS). Die Naturräume sind nach Flächenausmaß des Ackerlandes gereiht. Extensives Grünland sind einmähdige Wiesen, Streuwiesen, Hutweiden und GLÖZ-G-Flächen, intensives Grünland mehrmähdige Wiesen und Dauerweiden. Die Flächensummen wurden vom BMLFUW zur Verfügung gestellt und beruhen ursprünglich auf Zuordnungen zu 100 x 100 m-Rastern.

Naturraum	Fläche		Kulturland (INVEKOS 2008)								
	ha	in % OÖ	gesamt			Ackerland		Grünland intensiv		Grünland extensiv	
			ha	in % NR	in % RAS	ha	in % KL	in % KL	in % RAS	In % KL	in % RAS
Inn- und Hausruckviertel, Kobernauser Wald, Mattigtal (INNHAUS)	224.502	18,7%	109.947	49,0%	99,4%	71.555	65,1%	32,6%	99,0%	0,5%	98,7%
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal (TRAUENNS)	104.268	8,7%	55.140	52,9%	100,0%	47.586	86,3%	10,3%	98,3%	0,8%	99,4%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler (MUEHLSZ)	121.722	10,2%	58.114	47,7%	99,9%	28.702	49,4%	48,7%	99,0%	0,6%	98,0%
Aist-Naarn-Kuppenland (AISTNAA)	70.547	5,9%	29.908	42,4%	100,0%	12.837	42,9%	54,8%	100,0%	1,2%	96,0%
Inntal (INNTAL)	23.470	2,0%	11.260	48,0%	100,0%	9.294	82,5%	15,2%	100,0%	0,3%	100,0%
Südinntaler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst (SEENSALZ)	49.343	4,1%	18.432	37,4%	98,5%	8.592	46,6%	51,6%	97,7%	1,0%	91,3%
Sauwald (SAUWALD)	45.669	3,8%	19.606	42,9%	96,7%	8.320	42,4%	55,8%	96,1%	0,6%	95,8%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen (VOECKAG)	38.595	3,2%	15.610	40,4%	96,9%	8.290	53,1%	45,1%	94,9%	0,6%	95,6%
Unteres Trauntal (UNTRAUN)	22.366	1,9%	7.694	34,4%	96,9%	6.908	89,8%	4,0%	98,0%	0,5%	100,0%
Machland (MACHLAND)	10.993	0,9%	6.614	60,2%	97,2%	5.930	89,7%	7,1%	100,0%	0,6%	77,9%
Leonfeldner Hochland (LEONFELD)	25.748	2,1%	14.374	55,8%	98,0%	5.764	40,1%	58,2%	98,1%	0,8%	94,5%
Böhmerwald (BOEHM)	61.811	5,2%	22.461	36,3%	100,0%	5.690	25,3%	72,7%	100,0%	1,4%	86,9%
Eferdinger Becken (EFER)	11.837	1,0%	5.292	44,7%	98,1%	4.713	89,1%	6,0%	97,7%	0,9%	99,7%
Freiwald und Weinsberger Wald (FREIWEIN)	26.122	2,2%	6.473	24,8%	100,0%	2.448	37,8%	58,1%	100,0%	3,3%	100,0%
Voralpen (VORALP)	87.678	7,3%	25.976	29,6%	52,9%	2.342	9,0%	86,9%	47,6%	3,6%	31,1%
Linzer Feld (LINZFELD)	9.550	0,8%	1.623	17,0%	85,4%	1.395	85,9%	9,8%	79,2%	0,5%	88,1%
Alpen (ALPEN)	264.028	22,0%	25.839	9,8%	16,3%	561	2,2%	67,4%	21,0%	4,4%	10,4%
Oberösterreich	1.198.250		434.362	36,2%	91,8%	230.927	53,2%	42,6%	85,5%	1,1%	64,6%

Datenmaterial

Vogelarten

Untersuchte Vogelarten

Relevante Arten: Im Rahmen der bundesweiten Analysen im Rahmen des proVision-Projektes (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.) wurden 44 Kulturlandvogelarten untersucht, bei denen größere Populationsanteile Ressourcen auf Ackerflächen teilweise bzw. regelmäßig nutzen (bzw. im Falle der Schwalben über diesen Flächen). Ausgeschlossen wurden demnach Arten, die zwar Ackerbauregionen in bedeutenden Populationsanteilen besiedeln, die aber in aller Regel die Ackerflächen selbst aber nicht nutzen, sondern lediglich Ressourcen in speziellen Habitatstrukturen (z. B. die beiden Buschbewohner Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger). Da die festgelegten Szenarien nicht von einer Ausweitung des Rapsanbaus auf Grünland ausgehen, wurden Grünland-Spezialisten (z. B. Braunkehlchen, Wacholderdrossel, Baumpieper) nicht berücksichtigt.

Artenauswahl für Oberösterreich: Von diesen 44 Arten wurden in der vorliegenden Untersuchung 31 Arten mit nennenswerten Vorkommen in Oberösterreich berücksichtigt. Tab. 2 enthält die vollständige Liste dieser Arten, in der die fünf Fokus-Arten (Steinkauz, Weißstorch, Kiebitz, Turmfalke und Feldlerche) besonders gekennzeichnet sind und die weitere relevante Informationen (u. a. Gefährdungsgrad nach der Roten Liste, Nennung im Anhang I der EU-Vogelschutz-Richtlinie) enthält. In Tab. 2 ist zudem ersichtlich, dass nur Arten berücksichtigt sind, bei denen mindestens rund 4 % ihres Habitatpotentials auf Oberösterreich entfällt. Bei den für Oberösterreich berücksichtigten Arten handelt es sich Brutvögel; die einzige Ausnahme betrifft den Raubwürger, der in Österreich in größerer und in Oberösterreich in nennenswerter Zahl überwintert.

Dabei sind zwei Punkte zu beachten: a) dieser Anteil wurde anhand der gesamtösterreichischen Habitatmodellierung ermittelt und bezieht sich ausschließlich auf die Raster mit Ackerland; b) der Anteil des Habitatpotenzials ist nicht unbedingt mit dem Anteil am österreichischen Gesamtbestand gleichzusetzen (die bestehenden Korrelationen sind oftmals nicht linear; J. FRÜHAUF in Vorb.).

Für die Habitatmodelle verwendete Vogelarten

Als erster Schritt wurde eine zeitaufwändige Recherche zur Vervollständigung von Brutzeit-Daten aus ganz Österreich für die relevanten Arten durchgeführt. In einigen Fällen wurden auch Daten zur Winterverbreitung herangezogen (im Falle Oberösterreichs nur der Raubwürger).

Datenquellen: Wichtigste Datenquelle für die häufigeren Arten stellt das Brutvogel-Monitoring von Birdilfe Österreich dar (z. B. TEUFELBAUER 2011). In dessen Rahmen wird jährlich mit konstanter Intensität und über ganz Österreich verteilt eine Stichprobe erhoben, die in sehr hohem Ausmaß repräsentativ für das Kulturland (und insbesondere das Ackerland) in Österreich ist (FRÜHAUF & TEUFELBAUER 2006, TEUFELBAUER & FRÜHAUF 2008, FRÜHAUF 2011). Diese Daten bieten daher nahezu ideale Voraussetzungen für die Erstellung von Habitatmodellen.

Tabelle 2: Untersuchte Vogelarten (sortiert nach systematischer Stellung). Fokus-Arten mit vorrangigem Interesse für den Auftraggeber sind hellgrün hinterlegt. Rote Liste Oberösterreich (BRADER & AUBRECHT 2003): 1 vom Aussterben bedroht; 2 stark gefährdet; 3 gefährdet; 4 nahezu gefährdet. Rote Liste Österreich (FRÜHAUF, 2005): CR vom Aussterben bedroht, EN stark gefährdet, VU gefährdet, NT Gefährdung droht, LC nicht gefährdet. VS-RL Anhang I: X (fett gedruckt) Arten in Anhang I der EU-Vogelschutz-Richtlinie. SPEC (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004): SPEC 2 in Europa konzentrierte Arten mit ungünstigem Erhaltungsstatus, SPEC 3 nicht in Europa konzentrierte Arten mit ungünstigem Erhaltungsstatus. *Art im Farmland Bird Index (TEUFELBAUER 2011). ^W Habitatmodell auf Basis von Nicht-Brutzeit-Daten. Bedeutung Oberösterreich: Anteil des gesamten modellierten Habitatpotentials in Österreich, das auf Oberösterreich entfällt (FRÜHAUF et al. in Vorb.).

Art (deutsch)	Art (wissenschaftlich)	Rote Liste Ober-Österreich	Rote Liste Österreich	VS-RL Anhang I	SPEC	Bedeutung Ober-Österreich
Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>	1	NT	X	SPEC 2	12%
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	1	EN	X	SPEC 3	7%
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	1	NT	X		4%
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		LC			18%
Turmfalke *	<i>Falco tinnunculus</i>		LC		SPEC 3	18%
Rebhuhn *	<i>Perdix perdix</i>	3	VU		SPEC 3	4%
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	3	NT		SPEC 3	10%
Kiebitz *	<i>Vanellus vanellus</i>	4	NT		SPEC 2	22%
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	4	NT			15%
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>		LC			22%
Turteltaube *	<i>Streptopelia turtur</i>	4	LC		SPEC 3	9%
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	1	CR		SPEC 3	14%
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	1	VU	X	SPEC 2	23%
Feldlerche *	<i>Alauda arvensis</i>	4	LC		SPEC 3	21%
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	4	NT		SPEC 3	23%
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	4	NT		SPEC 3	21%
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	1	NT			5%
Schwarzkehlchen *	<i>Saxicola torquata</i>	2	LC			6%
Neuntöter *	<i>Lanius collurio</i>	4	LC	X	SPEC 3	7%
Raubwürger ^W	<i>Lanius excubitor</i>		CR		SPEC 3	4%
Elster	<i>Pica pica</i>		LC			16%
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	4	NT			27%
Aaskrähne	<i>Corvus corone</i>		LC			21%
Star *	<i>Sturnus vulgaris</i>		LC		SPEC 3	20%
Feldsperling *	<i>Passer montanus</i>		LC		SPEC 3	18%
Girlitz *	<i>Serinus serinus</i>		LC			18%
Grünling	<i>Carduelis chloris</i>		LC			22%
Stieglitz *	<i>Carduelis carduelis</i>		LC			18%
Hänfling *	<i>Acanthis cannabina</i>	4	LC		SPEC 2	5%
Goldammer *	<i>Emberiza citrinella</i>	6	LC			20%
Grauammer *	<i>Miliaria calandra</i>	1	NT		SPEC 2	5%

Daten für seltenere Vogelarten entstammen in der Regel heterogenen Quellen. Jährlich und systematisch bzw. für das Verbreitungsareal repräsentativ werden nur bei wenigen Arten Daten erhoben; Beispiele dafür sind Großtrappe, Kaiseradler und Weißstorch. In den

meisten Fällen handelt es sich um Daten aus art- oder gebietsbezogenen Erhebungs- oder Schutzprojekten; „zufällige“ Streudaten kommen hinzu.

Zeithorizont: Bis auf wenige Ausnahmen wurden ausschließlich Daten aus den Jahren 2008 und 2009 verwendet, um ein möglichst hohes Maß an Gleichzeitigkeit in Bezug zu den aus dem Jahr 2008 verfügbaren Landwirtschaftsdaten herzustellen. Dies war insbesondere hinsichtlich der Brachen erforderlich, da die Brachenfläche in Österreich nach dem Jahr 2000 (Anteil am Ackerland: 8,0%) zunächst langsam und eher kontinuierlich (auf 5,5% bis 2007) und nach der Aufhebung der verpflichtenden Ackerstilllegung im Herbst 2007 stark (auf 3,5% im Jahr 2008) absank. Die Berücksichtigung von Daten aus dem Jahr 2009 ist dadurch gerechtfertigt, weil der Flächenanteil in der Folge nur wenig weiter abnahm (2009: 3,3%) und weil davon auszugehen ist, dass sich allfällige Effekte auf Vögel erst mit einer gewissen Zeitverzögerung einstellen.

Datenauswahl: Die Verwendung von Daten aus gezielten Erhebungen für Modellierungen erforderte beträchtliche Sorgfalt, da die Habitatmodelle ansonsten die Habitatausprägungen der besonders gut untersuchten Gebiete als überwiegende Information genutzt und zu restriktive Verbreitungsmodelle erstellt hätten; um die daraus resultierenden Probleme („räumliche Autokorrelation“, zu geringe Generalisierbarkeit der Habitatmodelle; ELITH et al. 2010a) weitestgehend zu vermeiden, wurden aus lokalen und regionalen Datenverdichtungen kleine zufällige Stichproben gezogen. Die Daten wurden sorgfältig überprüft (z. B. Eliminierung von Doppel-Einträgen), klassifiziert (z. B. hinsichtlich Brut- oder Wintervorkommen, Art der Datenquelle, Nahrungssuche oder Kolonie- bzw. Neststandort) und entsprechend für die Habitatmodellierungen aufbereitet.

Habitat-Variablen

Für die Habitatmodelle wurden Variablen berücksichtigt, denen a priori eine Bedeutung für zumindest eine der untersuchten Vogelarten zugeschrieben wurde. Entsprechende Variablen-Werte (z. B. mittlere Seehöhe, Getreidefläche) wurden für alle Raster zu je 1.000 x 1.000 m (Quelle: Lebensministerium) berechnet, für die räumlich explizite Modelle für die Ackerkulturen erstellt wurden (vgl. Abschnitt „Modellierung des Anbaus auf Ackerflächen gemäß den Szenarien“). In Summe wurden 57 Habitat-Variablen verwendet; 38.350 Raster enthielten vollständige Datensätze.

Anmerkung: für militärische Gebiete (z. B. Truppenübungsplatz Allentsteig, vgl. z. B. Abb. 4) sind keine Schlagnutzungs- und Bodendaten verfügbar; die betreffenden Raster konnten daher nicht für die Habitatmodelle verwendet werden.

Landwirtschaft- Schlagnutzungen

Originaldaten: Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung lagen in einer Auflösung von 100 x 100 m-Rastern vor, für die durch die BAL (Bundesanstalt für Alpine Landwirtschaft) Raumberg-Gumpenstein auf Basis des digitalen Katasters und der INVEKOS-Datenbank (Quelle: Lebensministerium) Flächensummen für 19 Schlagnutzungs-Gruppen (vgl. Tab. 3) auf Basis des Jahres 2008 einschließlich 12 unterschiedlicher Ackerkulturen(gruppen) berechnet wurden. Speziell für das gegenständliche Projekt wurden zusätzlich dieselben

Flächenberechnungen für (Winter-)Raps zur Ölgewinnung (der üblicherweise den Ölfrüchten zugerechnet wird) durchgeführt.

Tabelle 3: Schlagnutzungsgruppen im originalen Datensatz (s. Text). In der Spalte Acker-Modelle sind jene Kulturen gekennzeichnet, deren Flächensummen durch die Szenarien variiert werden (die restlichen bleiben konstant). Die „Wichtigsten Kulturen“ sind in (im Falle der Ackerkulturen) nach ihrer Fläche in Österreich gereiht; mit * sind jene Ackerkulturen markiert, die in Oberösterreich besondere Bedeutung haben.

Schlagnutzungsgruppen	Acker-Modelle	Wichtigste Kulturen
Brotgetreide	X	Winterweizen*, Roggen*, Hartweizen, Sommerweizen, Dinkel usw.
Futtergetreide		Sommergerste, Wintergerste*, Triticale*, Hafer* usw. (z. B. Sorghum, Hirse, Buchweizen)
Eiweißpflanzen	X	Körnererbsen*, Ackerbohnen*; Linsen usw.
Ölfrüchte	X	Sonnenblumen, Sojabohnen*, Ölkürbis, Mohn, Öllein
Raps (getrennt)	X	Winterraps
Feldgemüse und Gartenbau	X	Gemüse, Erdbeeren, Zierpflanzen
Feldfutter	X	Kleegras*, Wechselwiese, sonstiger Feldfutterbau (Mischling usw.)*, Luzerne, Rotklee
Erdäpfel	X	
Sonstige Hackfrüchte	X	Zuckerrüben, Futterrüben
Körnermais	X	(wird im GRÜNEN BERICHT zu Futtergetreide gestellt)
Silomais	X	Silo- und Grünmais (wird im GRÜNEN BERICHT zum Feldfutterbau gestellt)
Sonstiges Ackerland	X	Heil-, Duft- und Gewürzpflanzen, Hanf, Hopfen, Energiegräser*, sonstige Kulturen
Bracheflächen	X	„Blühflächen“, GLÖZ A
Intensives Grünland		Zwei- und mehrmähdige Wiesen, Dauerweiden
Extensives Grünland		Einmähdige Wiesen, Streuwiesen, Hutweiden, Almen und Bergmähder
Obstanlagen		
Weingärten		
Energieholzflächen		
Teichfläche		
Almen und Bergmähder		

Datungenauigkeiten: Aufgrund der nicht eindeutig möglichen räumlichen Zuordnung von Schlägen zu Grundstücken kommt es dabei durch die vorgenommene „Schwerpunktzuordnung“ (Grundstücke und ihre Nutzungen wurden den einzelnen Rastern entsprechend ihrem räumlichen Mittelpunkt zugewiesen) zu einer Unterschätzung des Flächenausmaßes, die im Durchschnitt bei den in Summe 13 unterschiedlichen Ackerkulturen etwa 14 % beträgt. Dieser für jede Schlagnutzungsgruppe bekannte Fehler kommt bei der Berechnung von Flächensummen für die einzelnen Schlagnutzungen in den 1.000 x 1.000 m-Rastern zum Tragen und führt dazu, dass die daraus berechneten Flächensummen nicht den für Österreich im Jahr 2008 ermittelten im GRÜNEN BERICHT entsprechen. Diese Fehler haben auf die Ergebnisse dieser Untersuchung keinen nennenswerten (verzerrenden) Einfluss, da die räumlichen Ackermodelle auf denselben Daten beruhen. Beispiele für die räumliche Verteilung von Schlagnutzungsgruppen enthalten die Abb. 4 bis 12.

Abgeleitete Variablen: Aus den Schlagnutzungsdaten wurden überdies Flächensummen jeweils über alle Acker- und Grünlandnutzungen berechnet und daraus die Variablen „Ackerland“ und „Grünland“ gebildet. Um für Arten mit bestimmten Raumansprüchen auch einen Indikator für das Ausmaß zusammenhängender Flächen mit identischer Nutzung zu erhalten, wurde auch der jeweils größte Wert in einem 100 x 100 m-Raster (maximal also ein Hektar) als eigene Variable behandelt (Acker, Wein, Extensiv- und Intensivgrünland, die Summe aller Nutzflächen). Der landschaftliche Kontext – das Vorhandensein ausgedehnter Offenlandflächen vergleichsweise einheitlicher Nutzung – wurde berücksichtigt, indem jedem 1.000 x 1.000 m-Raster mittels GIS-Werkzeugen die gesamte Fläche an Kulturland, Acker- und Grünland im Umkreis von fünf Kilometern zugewiesen wurde.

Als Parameter für die räumliche Vielfalt der Ackernutzungen in den 1.000 x 1.000 m-Rastern wurden aus den jeweiligen Flächenanteilen vier Maßzahlen verwendet: die Anzahl unterschiedlicher Schlagnutzungen (Abb. 12), Diversität nach Shannon-Wiener, Simpson-Dominanz-Index und Evenness (nach Simpson). Diese Acker-bezogenen Variablen wurden für jedes der Szenarien neu berechnet; nach verschiedenen Testläufen für die Erstellung von Habitatmodellen wurde letztlich nur die Diversität nach Shannon-Wiener berücksichtigt, da auf die anderen Maße nur sehr geringe Erklärungsbeiträge entfielen. Aus demselben Grund konnte auf einige für Ackervögel wenig Schlagnutzungen relevante (vgl. Tab. 3) verzichtet werden (z. B. Obst, Almen und Bergmähder, Teiche).

Schlagnutzung (2008)

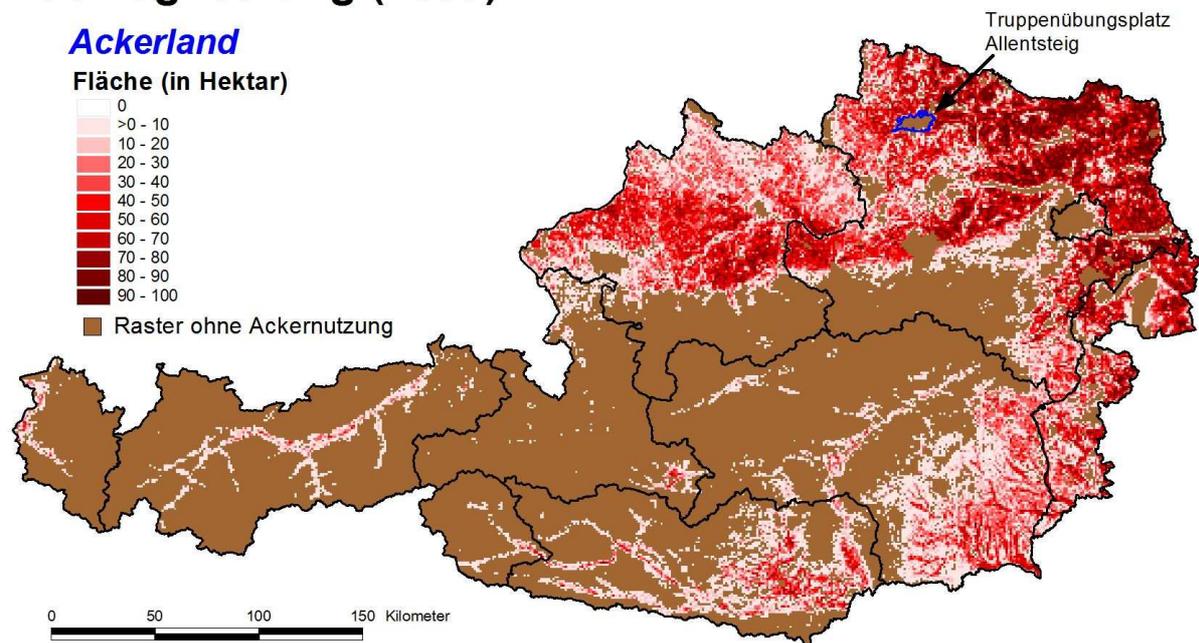


Abbildung 4: Ackerland in Österreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Ackerland

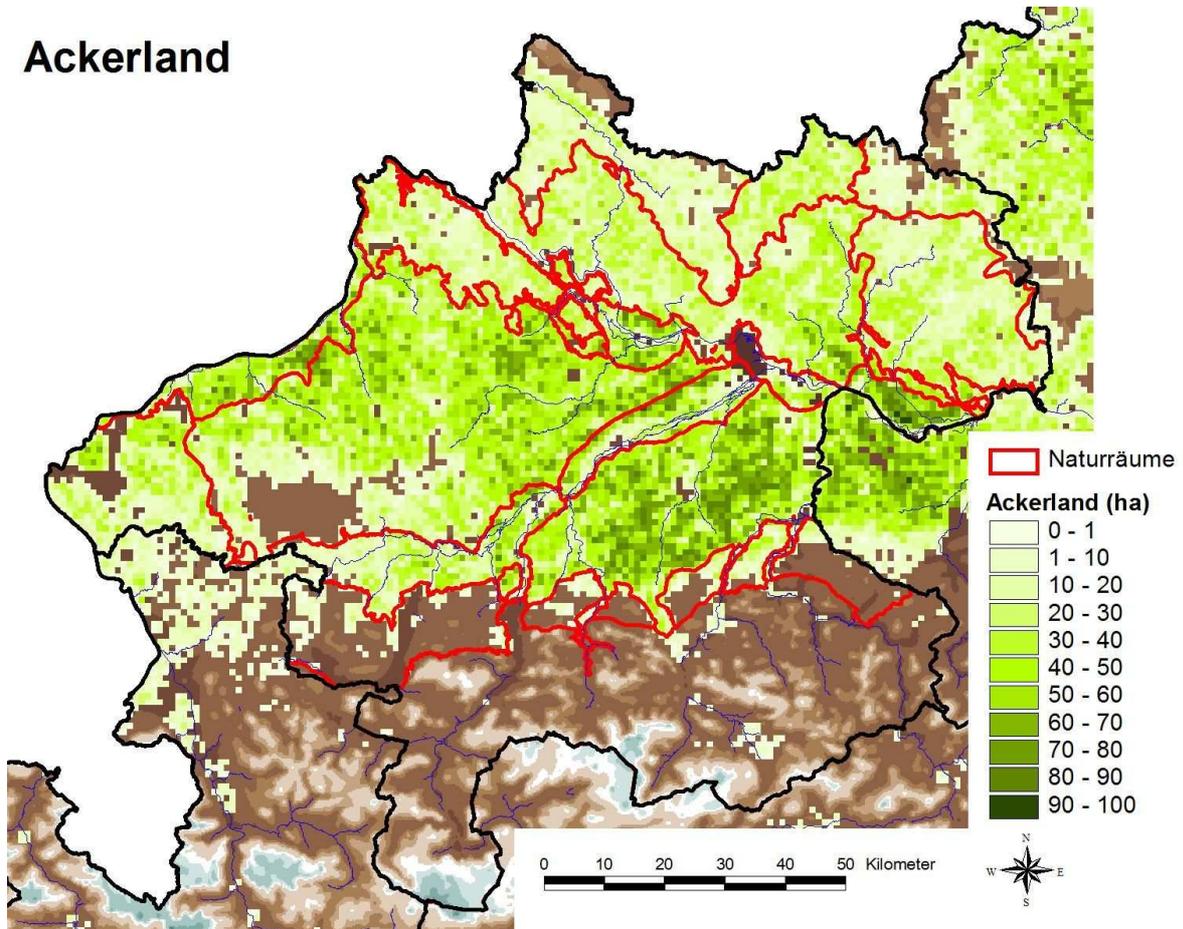


Abbildung 5: Ackerland in Oberösterreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Schlagnutzung (2008)

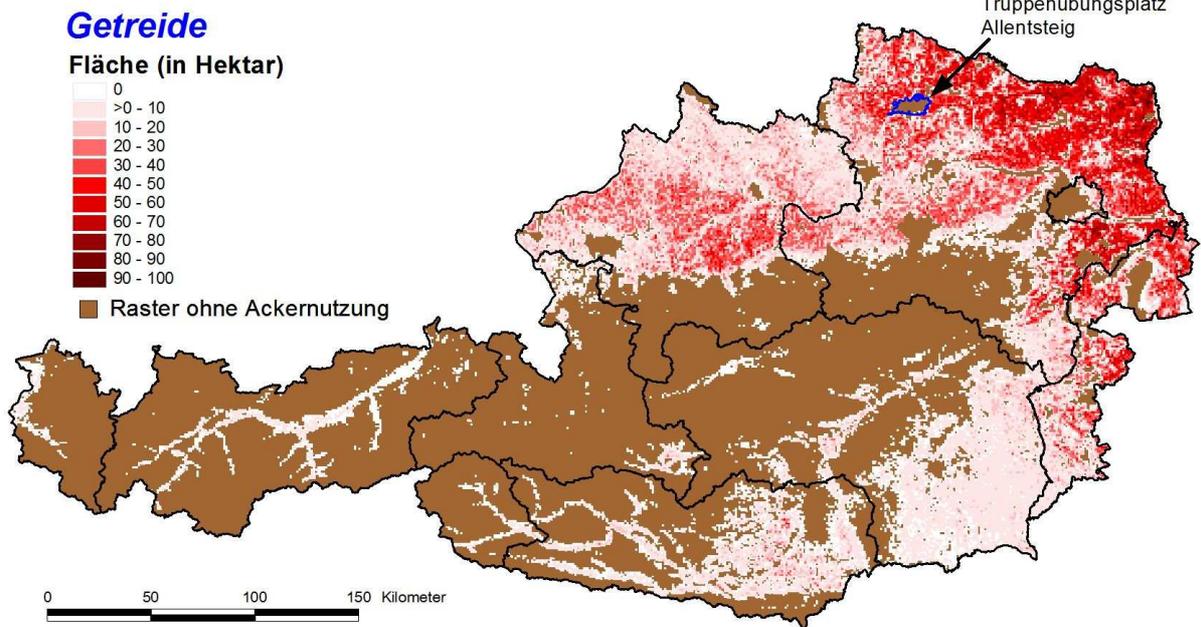


Abbildung 6: Getreide in Österreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Schlagnutzung (2008)

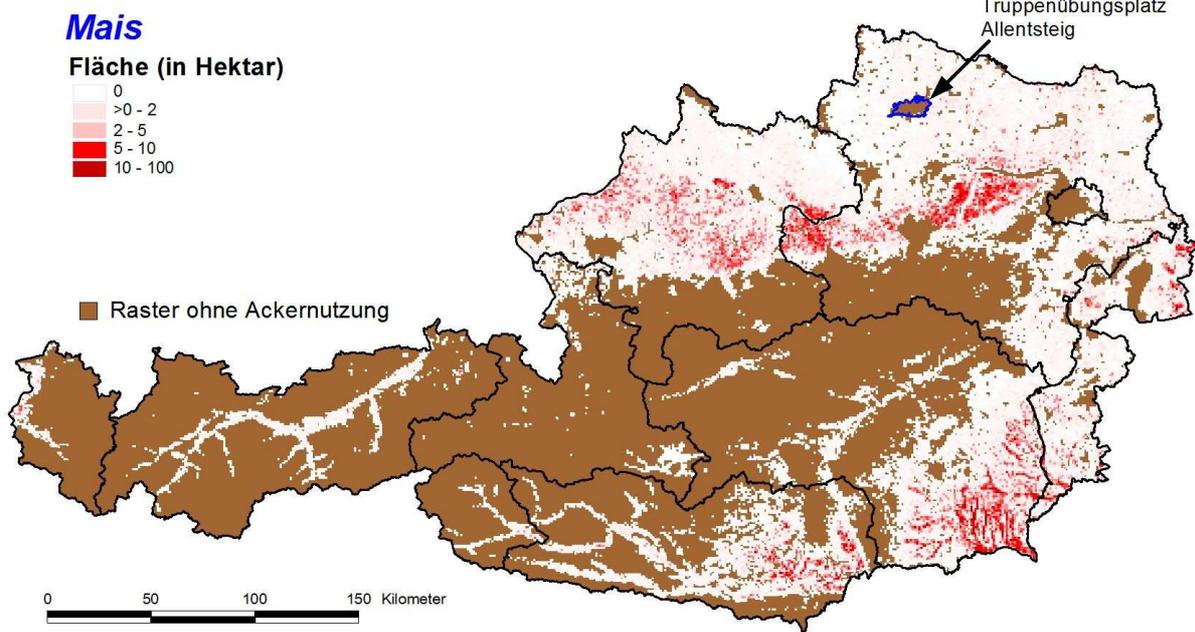


Abbildung 7: Mais in Österreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten); beachte die geänderte Skala).

Raps

INVEKOS 2008

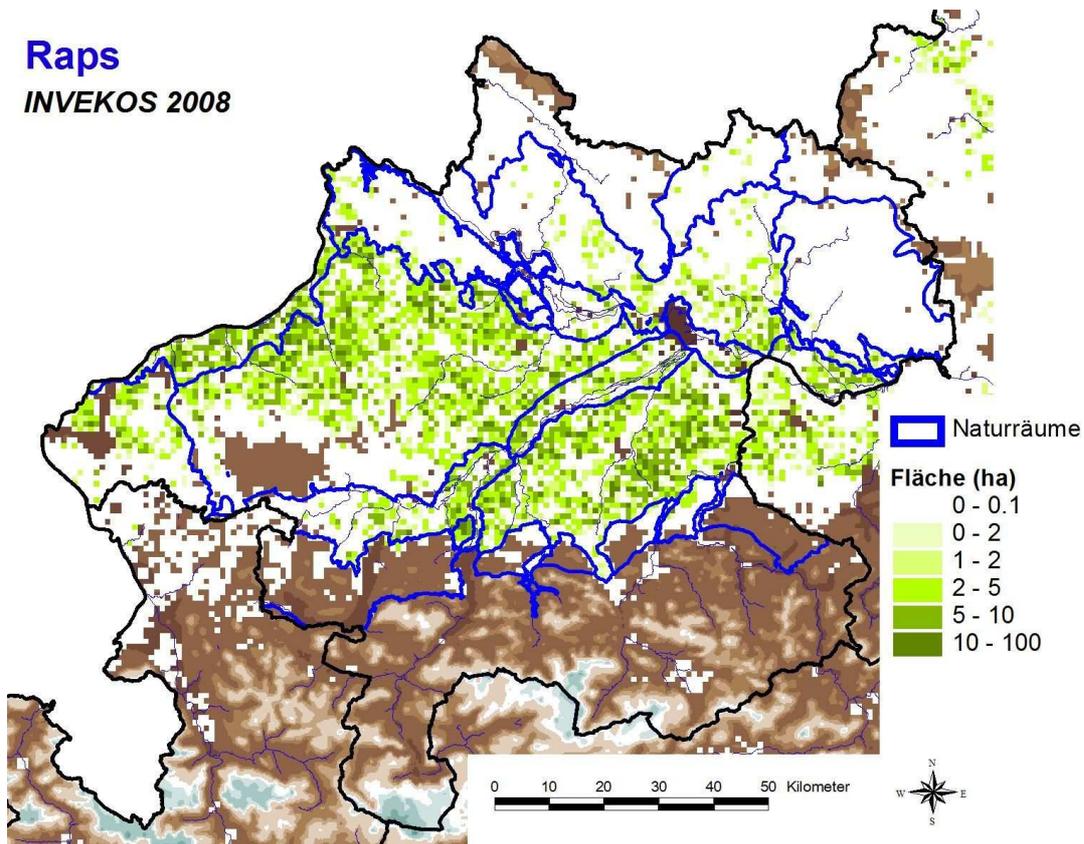


Abbildung 8: Rapsflächen in Oberösterreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Brachen

INVEKOS 2008

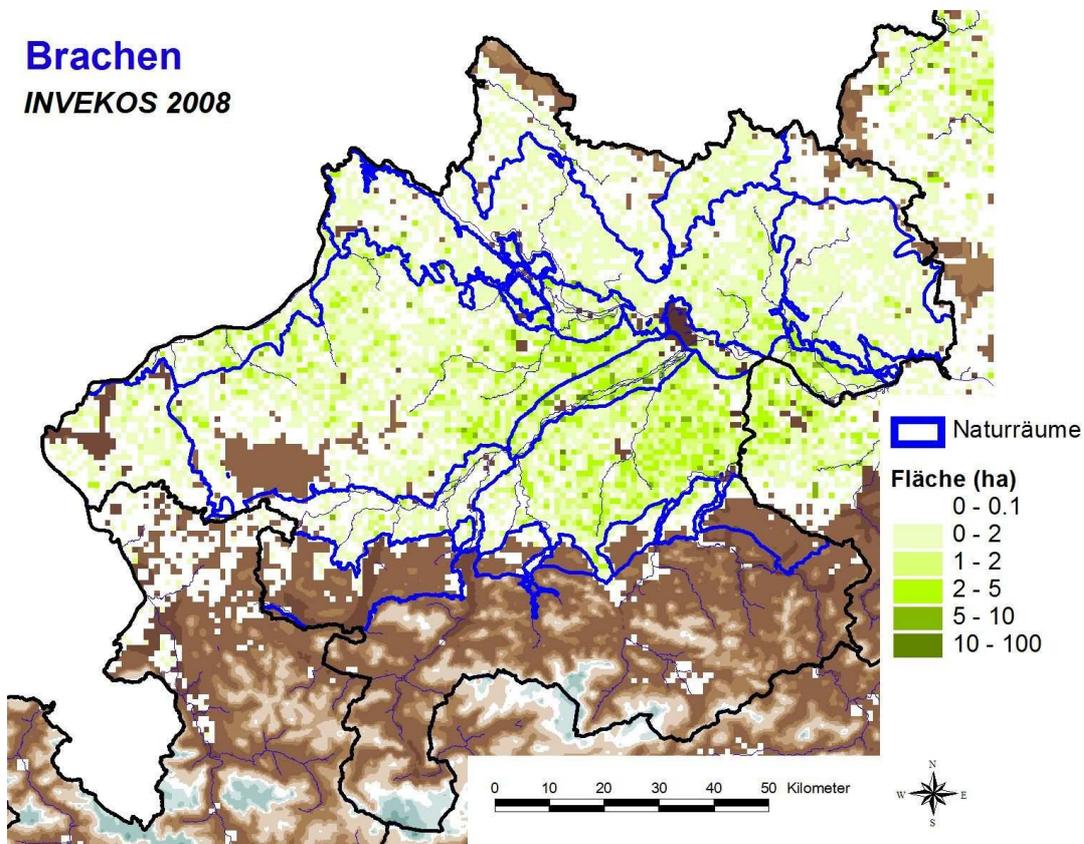


Abbildung 9: Brachen in Oberösterreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Schlagnutzung (2008)

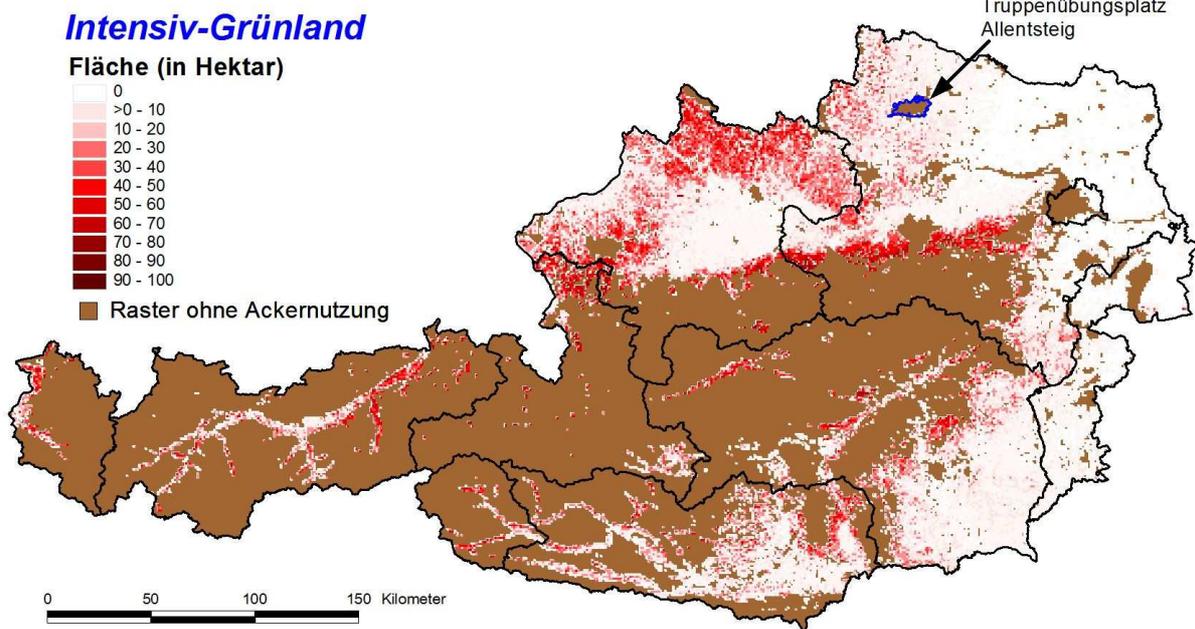


Abbildung 10: Intensiv-Grünland in Österreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Schlagnutzung (2008)

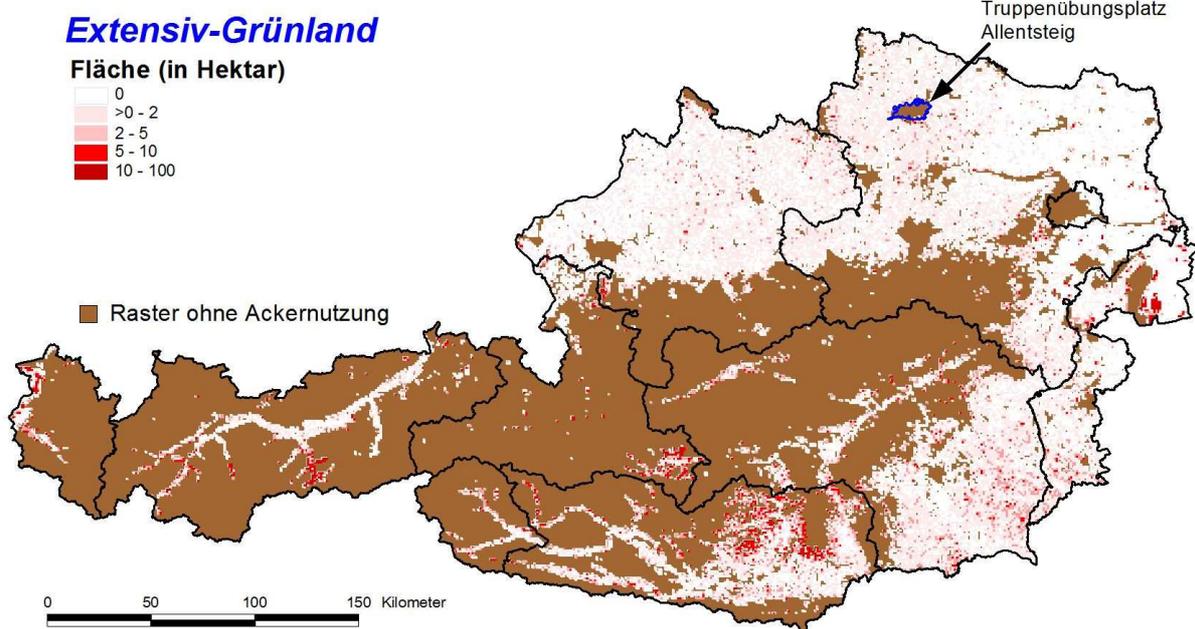


Abbildung 11: Extensiv-Grünland in Österreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten); beachte die geänderte Skala).

Schlagnutzung (2008)

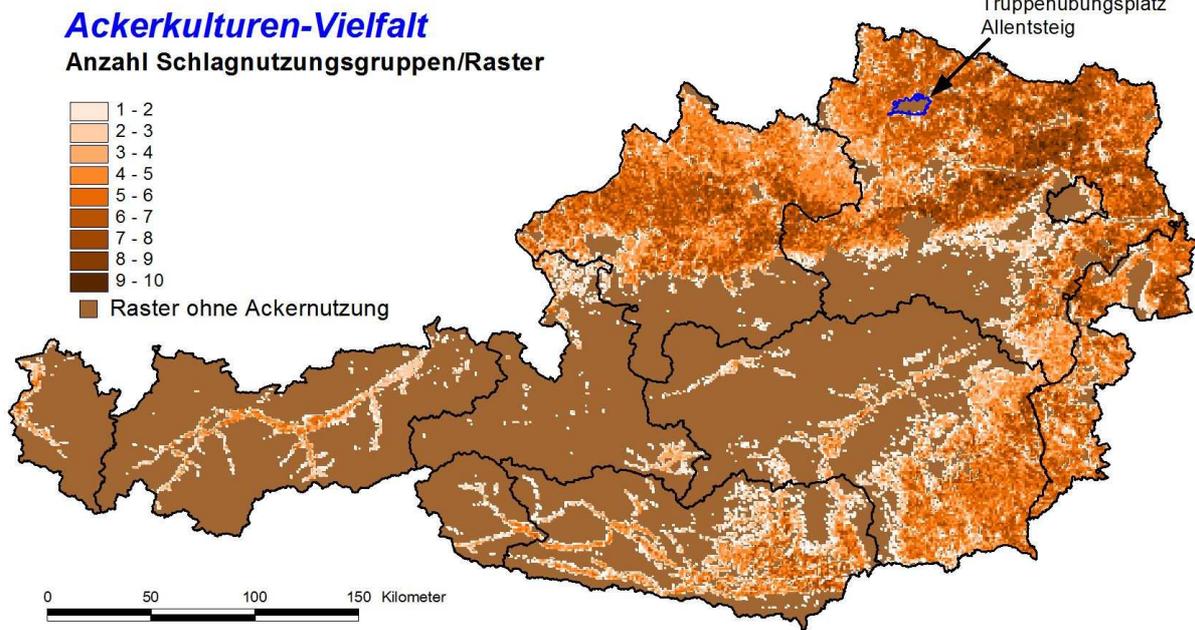


Abbildung 12: Vielfalt der Ackerkulturen (Schlagnutzungsgruppen) in Österreich im Jahr 2008 (Basis: INVEKOS-Daten).

Höhenmodell

Aus einem Raster-basierten digitalen Höhenmodell (50 x 50 m) wurden für jeden Raster die mittlere Seehöhe, die maximale Höhendifferenz, die mittlere Neigung, der Variationskoeffizient der Neigung, der Flächenanteil an südlichen Expositionen und der Variationskoeffizient für die Expositionen berechnet.

Klimadaten

Aus den digitalen Klimakarten-Layern (250 x 250 m-Raster) der Zentralen Anstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) wurden für die folgenden Parameter Mittelwerte für die Raster berechnet: Temperaturmittel jeweils für die Monate April, Mai (vgl. Abb. 13) und Juni als wichtige Faktoren während der Besiedlungs- und Fortpflanzungsphasen; das Mittel aus den Dezember- und Jännertemperaturen als Einfluss auf die Lebensbedingungen für überwinterte Arten; Kontinentalität; Sonnenscheindauer im Sommer; Sommer-Niederschlagssummen (Abb. 14); Anzahl Tage mit Niederschlägen von über 1 mm; die Anzahl an Tagen mit Schneedecke; und die Feuchte (Dampfdruck) im Sommer.

Klima

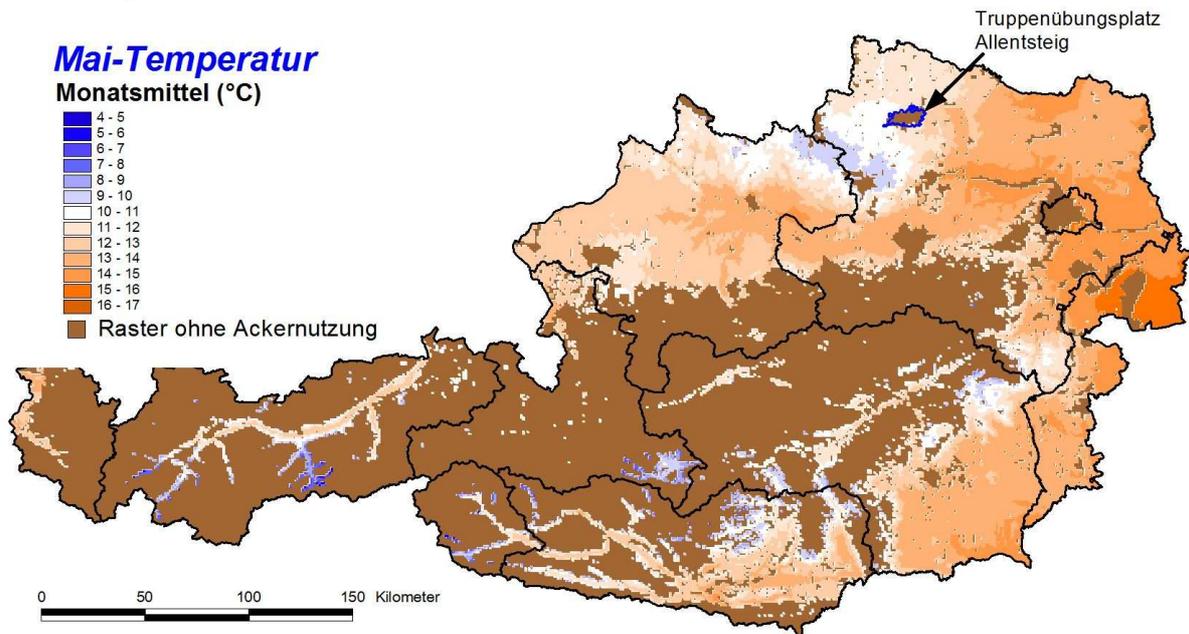


Abbildung 13: Temperatur-Monatsmittel im Mai (nur für Raster mit Ackernutzung). Daten: ZAMG.

Klima

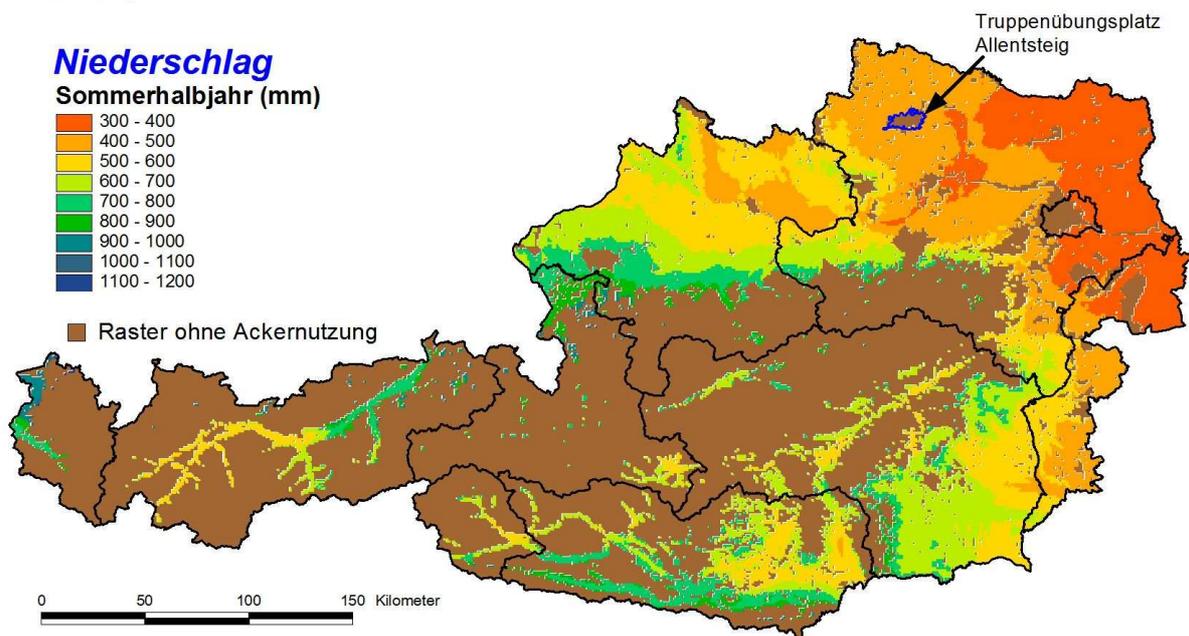


Abbildung 14: Niederschlagssummen (April-September, nur für Raster mit Ackernutzung). Daten: ZAMG.

Landbedeckung

Aus dem CORINE-Landbedeckungs-Layer wurde für jeden Raster die Fläche von Wald, Feuchtgebietsflächen (Sümpfe und Moore), Stillgewässern, Siedlungen (alle Siedlungen sowie „dörfliche Siedlungen“), Abbau- und Deponieflächen sowie „natürliches Grünland“ (in Tieflagen zumeist Trockenrasen) ermittelt.

Mit unterschiedlichen Entfernungsstufen zu Straßen und Fließgewässern (Quelle für beides: Lebensministerium) wurden „Pufferflächen“ erstellt und das resultierende Flächenausmaß jedem Raster zugewiesen, um mögliche Störungen, erhöhte Mortalität (Verkehrstopfer) und Trennwirkungen zu berücksichtigen.

Digitale Bodenkarte

Aus der digitalen Bodenkarte für landwirtschaftliche Böden (Quelle: Bundesforschungszentrum Wald) wurden eine Reihe von Standortparametern erstellt. Für die Ertragsfähigkeit wurde der verbal skalierte „natürliche Bodenwert“ in eine ordinale Skala überführt und für aus diesen Werten für jeden Raster ein flächengewichteter Mittelwert (Abb. 15) sowie der Mindestwert ermittelt. In analoger Weise wurden Mittelwerte für die Bodendurchlässigkeit berechnet, sowie jeweils Mittelwert, Maximum und Minimum für die Wasserversorgung.

Boden

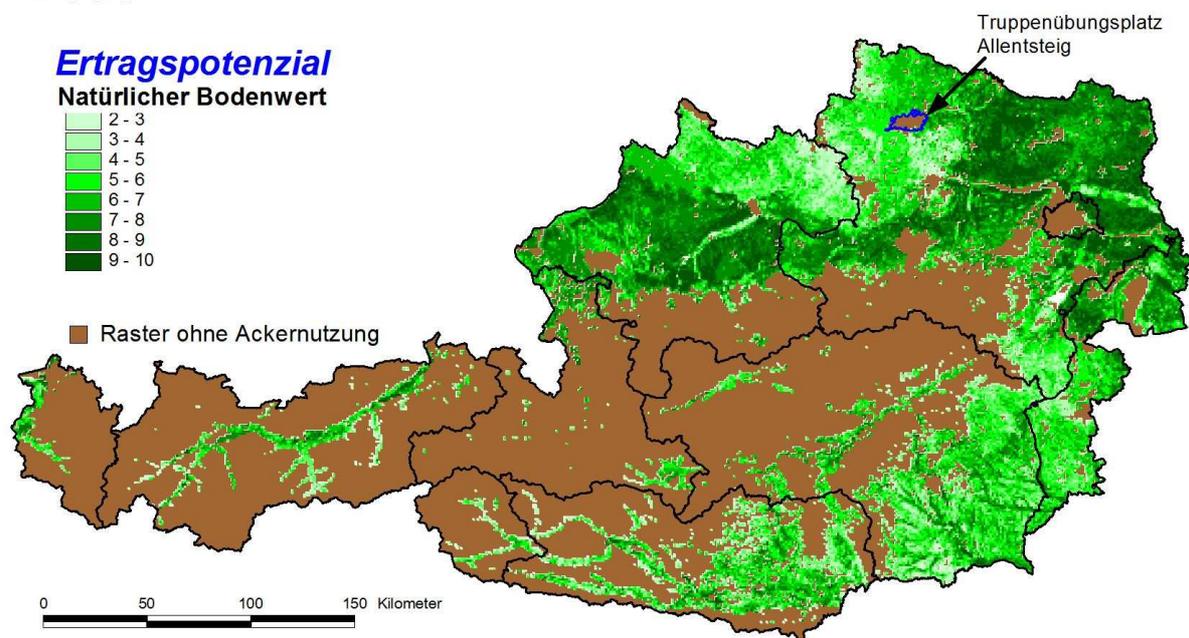


Abbildung 15: „Natürlicher Bodenwert“. Daten: Bundesforschungszentrum Wald (BFW).

Definition und räumliche explizite Umsetzung von Szenarien

Definition und Eigenschaften der Szenarien

Potentialschätzungen: Verschiedene Untersuchungen schätzten Potentiale für den Anbau von Biomasse bzw. Biotreibstoffen in Österreich (z. B. BRAINBOWS 2007, AUSTRIAN ENERGY AGENCY 2006); ausgehend von unterschiedlichen Annahmen reichen diese für Raps von etwa 70.000 ha bis zu 150.000 ha.

Problemstellung: An diesen Schätzungen wurde kritisiert, dass vielfach nur biophysikalische Gegebenheiten (z. B. Klima, Boden, Fruchtfolgebeschränkungen,

Frühauf, J. (2011): Auswirkungen v. Biokraftstoffen auf die Biodiversität/Oberösterreich-Fokus (proVision) 29

Anbaupraxis usw.) berücksichtigt wurden und ökonomische Grenzen sowie insbesondere Interaktionen mit anderen Ackerkulturen außer Acht gelassen oder nicht ausreichend berücksichtigt wurden; dies ist besonders deshalb von Bedeutung, weil Energie- und Lebensmittelproduktion – bei als konstant oder sogar leicht schrumpfender (vgl. GRÜNER BERICHT) Ackerfläche – zueinander in (ökonomischer) Konkurrenz stehen (KLETZAN et al. 2008, ASAMER et al. 2010).

Definition von realistischen Raps-Zielwerten: Um zu möglichst realitätsnahen Ergebnissen zu gelangen, wurden daher im Kooperation mit dem proVision-Projekt „Werkzeuge für Modelle einer nachhaltigen Raumnutzung“ (<http://www.landnutzung.at>) Szenarien für das Ausmaß des Rapsanbaus in Österreich definiert.

Bezüglich des Flächenausmaßes des Rapsanbaus wurden zwei Szenarien festgelegt; zwei Szenarien mit geringerem Rapszuwachs (S1 und S1+, vgl. Tab. 4) sehen als Zielgröße ungefähr 53.000 ha Raps vor, was gegenüber der Ausgangssituation (2008) eine Zunahme um 3 % bzw. 5 % entspricht.

Zusatzklärung: Rapsflächen machten in Österreich 2008 ca. 55.800 ha aus. Wie zuvor erwähnt, werden die Flächen durch die verfügbaren Daten in den 100 x 100 m-Rastern allerdings deutlich unterschätzt und ergeben in Summe eine Fläche von ca. 51.000 ha, die auch Eingang in die Habitatmodelle findet. Aus den im nächsten Abschnitt beschriebenen Modellierungen, die auf denselben verfügbaren Daten beruhen, resultieren schließlich ca. 53.700 ha für Szenario S1 und ca. 52.700 ha für S1+; die angeführte Zunahme um 3 % bzw. 5 % bezieht sich also auf einen Ausgangswert von 51.000 ha.

Tabelle 4: Raps-Szenarien für Österreich gesamt. Erklärungen s. Text.

Szenario	Raps-Zielgröße		Variante
S1	ca. 53.000 ha	+5%	ohne Brachen-Mindestfläche
S1+		+3%	mit Brachen-Mindestfläche (ca. 30.000 ha)
S2	ca. 70.000 ha	+39%	ohne Brachen-Mindestfläche
S2+		+36%	mit Brachen-Mindestfläche (ca. 30.000 ha)

Der höhere Zielwert für Raps in den Szenarien 2 und 2+ (ca. 70.000 ha) kann auf der Basis der ökonomischen Modelle und Standortvoraussetzungen als realistischer Höchstwert angenommen werden (AUSTRIAN ENERGY AGENCY 2006; F. SINABELL, mdl.); er würde gegenüber der Ausgangssituation (2008) eine Zunahme um 39 % bzw. 36 % darstellen (Tab. 4 und 7).

Zusatzklärung: Die Modellierungen resultieren in ca. 72.000 ha (S2) und 69.000 ha (S2+); die angegebene Zunahme um 39 % bzw. 36 % bezieht sich erneut auf eine Ausgangssituation von 51.000 ha.

Brachen als Schutzmaßnahme: Um die besondere Bedeutung von Brachen für viele Kulturlandvögel analysieren zu können und um die Wirksamkeit von Brachen als Schutzmaßnahme (wie sie aufgrund von besonderen Anreizen im Agrarumweltprogramm oder anderen Naturschutz motivierten Auflagen möglich wäre und in den vergangenen Jahren auch umgesetzt wurde) beurteilen zu können, wurden zusätzlich für jede Raps-Zielwertstufe eine Szenarien-Variante mit einer Mindestfläche von ca. 30.000 ha Brachen festgelegt (S1+, S2+). Im Gegensatz dazu enthalten die Szenarien S1 und S2 keine solche Regel (vgl. Tab. 4); das Ausmaß und Gesamtfläche von Brachen wurde daher

ausschließlich den in den Ackermodellen implementierten ökonomischen Regeln unterworfen.

Zusatzklärungen: Im Vergleich zur durch die Eingangsdaten definierten Ausgangssituation ca. 42.400 ha (real ca. 45.000 ha laut GRÜNER BERICHT) bedeuten die aus den Ackermodellen resultierenden knapp 29.000 ha einen um 32 % niedrigeren Wert und machen 2,4 % des Ackerlandes aus. Für die Interpretation der Ergebnisse dieser Untersuchung ist jedoch die folgende Zusatzklärung wichtig: Im Jahr 2008 entfielen etwa 53 % der ca. 45.000 ha Brachen in Österreich auf „Blühflächen“ in der ÖPUL-Maßnahme „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Ackerflächen“ und ca. 2 % auf andere Verpflichtungen (z. B. GLÖZ A); sie betrafen im Wesentlichen marginale Flächen auf extrem ertragsschwachen Standorten (ZUNA-KRATKY 2011). Nur ca. 45 % der Brachen im Jahr 2008 davon sind als „echte“ Stilllegungen auf „besseren“ Ackerböden anzusehen, die in der Ausgangssituation etwa 19.000 ha entsprechen. Da die Ackermodelle keine spezifischen Annahmen über die Umsetzung von ÖPUL treffen und auf rein ökonomischer Logik basieren, bedeuten die „in die Modelle gezwungenen“ 29.000 ha in S1+ und S2+ eine de facto-Zunahme von Brachen auch auf produktiveren Böden.

Modellierung des Anbaus auf Ackerflächen gemäß den Szenarien

Integrative Ackermodelle: Die räumlich explizite Umsetzung der vier Szenarien erfolgte mittels integrativer Modellanalysen, die als Teil der Kooperation mit dem proVision-Projekt („Werkzeuge für Modelle einer nachhaltigen Raumnutzung“) an der Universität für Bodenkultur (BOKU) durchgeführt wurden (ASAMER *et al.* 2010). Diese integrativen Modellanalysen simulieren ökonomisch und ökologisch optimierte Anbau-Entscheidungen durch landwirtschaftliche Betriebe, denen mehrere ineinandergreifende Modellierungsverfahren zugrunde liegen.

Das Modell „CropRota“ (SCHÖNHART *et al.* 2009) definiert auf der Basis bisheriger Anbauverhältnisse (INVEKOS-Daten 2008) typische Fruchtfolgen auf Ebene von Katastralgemeinden. Das biophysikalische Prozess-Modell „EPIC“ (Environmental Policy Integrated Climate; WILLIAMS 1995) benutzt als Eingangsdaten Standortverhältnisse (Klima, Boden) und die bisherigen Anbauverhältnisse, um unter definiertem Aufwand (z. B. Dünger, Maschinen) Hektarerträge für spezifische Kulturen zu berechnen. Aus den dafür anfallenden variablen Kosten (z. B. für Dünger, Maschinenkosten), den erzielbaren Hektarerträgen und den aufgrund von Weltmarktpreisen zu erwartenden Erlösen werden jährliche Deckungsbeiträge berechnet, welche die Grenzopportunitätskosten für den Anbau alternativer Ackerkulturen innerhalb von sogenannten „homogeneous response areas“ definieren; sie stellen also jene ökonomischen Schwellen dar, die bestimmen, ob unter gegebenen lokalen Gegebenheiten eine Kultur rentabler ist als eine andere. Die ökonomisch sinnvollsten Anbauverhältnisse werden schließlich von diesen „homogeneous response areas“ mithilfe des linearen Programmierungsmodells „GAMS“ den 1.000 x 1.000 m- Rastern zugewiesen.

Auf diese Weise wurde für alle Raster, wo 2008 Ackerflächen vorhanden waren, das Flächenausmaß (in Hektar) nicht nur für Raps, sondern in Summe 22 verschiedene Ackerkulturen unterschiedlicher ökonomischer Relevanz (Tab. 5) für jedes der vier Szenarien berechnet.

Behandlung der Ackermodell-Daten: Die genannten 22 Kulturen stimmen nur in einzelnen Fällen (z. B. Winterraps, Kartoffeln, Körnermais) vollständig mit der Klassifizierung der 13 Ackernutzungen in den zur Verfügung gestellten räumlichen Daten überein, die den Ausgangszustand (2008) für die Habitatpotentiale der Vogelarten definieren (Flächensummen für Schlagnutzungsgruppen in 100 x 100 m-Rastern). Es war daher erforderlich, Gruppierungen in einer Weise vorzunehmen, dass sich die Variablen für Ausgangszustand und Szenarien entsprechen. Dies erfolgte unter Berücksichtigung der von der BAL zur Verfügung gestellten Entsprechungstabellen (INVEKOS-Schlagnutzungen zu Schlagnutzungsgruppen) und Überprüfung der Übereinstimmung der modellierten

Ackerkulturen mit den relevanten INVEKOS-Tabellen; das Ergebnis sind 11 Ackerkultur-Gruppen (Tab. 5).

Tabelle 5: Entsprechung der Schlagnutzungen gemäß BOKU-Szenarien (links) und den vorliegenden Schlagnutzungsgruppen für das Jahr 2008 (vgl. Tab. 3).

Modellierte Ackerkultur	Schlagnutzungs-Gruppe
Winterweichweizen	Getreide (Brot- und Futtergetreide)
Winterroggen	
Hartweizen	
Sommergerste	
Wintergerste	
Hafer	
Triticale	
Körnermais	Körnermais
Silomais	Silomais
Klee gras	Feldfutter
Heu/Grassilage	
Luzerne	
Rotklee	
Sonnenblume	Ölfrüchte
Sojabohne	
Winterraps	Raps
Grünbrache	Brache
Zuckerrübe	Sonstige Hackfrüchte
Erbsen	Eiweißpflanzen
Ackerbohne	
Kartoffel	Kartoffeln
Gemüse	Gemüse und Gartenbau

Modellierung der Habitatpotentiale

Die standardisiert durchgeführten Erhebungen im Rahmen des Brutvogel-Monitorings würden es erlauben, auf Präsenz-Absenz-Daten basierende Modellierungsverfahren zu verwenden wie z. B. die logistische Regression (wenn eine Art bei den zwei Kontrollen an einem Erhebungspunkt nicht festgestellt wird, kann sie als „fehlend“ definiert werden). Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass Signifikanz-Tests zur Überprüfung der Modelle und insbesondere der in sie einfließenden Variablen eingesetzt werden können; es wurde auf die österreichischen Monitoring-Daten (und vergleichbare Daten) bereits mehrfach erfolgreich angewendet (z. B. FRÜHAUF & TEUFELBAUER 2006, PEER & FRÜHAUF 2009). Bei einigen Arten wurden mittels logistischer Regression testweise Habitatmodelle erstellt; diese unterscheiden sich nur unwesentlich von den mit dem nachstehend beschriebenen Verfahren (MaxEnt) modellierten Habitatpotentialen.

Die Anwendung der logistischen Regression ist jedoch bei Arten mit Daten aus anderen Quellen (z. B. gebietsbezogenen Erhebungen) nicht möglich, da bei den hier angewendeten Methoden keine Datenpunkte anfallen, die als Absenzen definiert werden könnten.

MaxEnt

Prinzip MaxEnt ist ein relativ neues (PHILLIPS *et al.* 2006, PHILLIPS & DUDÍK, 2008), in den letzten Jahren kontinuierlich weiterentwickeltes Werkzeug, das dazu entwickelt wurde, die geografische Verbreitung von Organismen (oder Objekten mit analogen Eigenschaften) auf der Basis von raumbezogenen (Habitat-)Daten zu modellieren, wenn lediglich Präsenz-Daten verfügbar sind. Das Programm basiert auf dem Prinzip der „maximalen Entropie“. Einfach gesagt werden von diesem „machine learning“-Verfahren jene mathematischen Funktionen gesucht, die die Zusammenhänge zwischen Habitatvariablen und den Orten des Vorkommens z. B. einer Vogelart (konkreten Nachweispunkten) am besten beschreibt, ohne unnötige Einschränkungen zu treffen. Im Gegensatz dazu treffen auf statistischer Basis arbeitende Verfahren solche Einschränkungen, indem sie von bestimmten Formen solcher Beziehungen (z. B. lineare) ausgehen. MaxEnt „lernt“ also in „unvoreingenommener“ Weise (und somit sehr effizient), auch sehr komplexe Zusammenhänge mathematisch zu beschreiben. Eine Einführung geben PHILLIPS *et al.* (2006).

Software: Das auf JAVA-Basis arbeitende, benutzerfreundliche Programm ist (inklusive einer knappen Einführung; PHILLIPS 2006) kostenlos zu beziehen (unter www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent).

Leistungsfähigkeit: MaxEnt hat sich in den letzten Jahren außerordentlich gut bewährt und wurde bereits in zahlreichen Untersuchungen (vgl. BALDWIN 2009) und zu unterschiedlichen Zwecken eingesetzt wie zur Planung von Naturschutzmaßnahmen, zur Analyse von Habitatansprüchen, zur Evaluierung von Risiken durch invasive Arten und um die Verbreitung von Arten unter dem Einfluss des Klimawandels vorherzusagen (BRITO *et al.* 2009, GIBSON *et al.* 2007, KUEMMERLE *et al.* 2010, KADOYA *et al.* 2009, CARROLL 2010).

Mehrere Untersuchungen zeigten, dass die räumlichen Voraussagen von MaxEnt mindestens so zuverlässig sind wie andere mit Präsenz-Daten arbeitende Verfahren und diese in den meisten Fällen sogar übertreffen; seine Leistungsfähigkeit entspricht der von leistungsfähigen Präsenz-Absenz-basierten Methoden (PHILLIPS *et al.* 2006, ELITH *et al.* 2006, HERNANDEZ *et al.* 2006, TOGNETTI *et al.* 2009).

Eine besondere Stärke von MaxEnt ist, dass es selbst mit nur 5–10 Datenpunkten zufriedenstellende Verbreitungsmodelle zu erstellen vermag (PHILLIPS *et al.* 2006, HERNANDEZ *et al.* 2006, PEARSON *et al.* 2007, WISZ *et al.* 2008, TOGNETTI *et al.* 2009). Überdies gilt MaxEnt als sehr robust gegenüber „overfitting“; dieses liegt vor, wenn sich Modelle zu eng an die Bedingungen an den Fundpunkten orientieren und schlecht generalisieren und kann z. B. als Folge einer hohen Anzahl an Erklärungsvariablen auftreten (ELITH *et al.* 2010b).

Arbeitsweise und Datenanforderungen: MaxEnt verwendet einerseits Punktdaten (z. B. von einer Vogelart), andererseits Habitat-Layer (z. B. Landnutzung, Klima, Höhenmodell), die für die Analyse in Form von Rastern (Grids) im selben Koordinatensystem vorliegen müssen. Für die durchgeführten Analysen war eine aufwändige Aufbereitung der verfügbaren Daten erforderlich; für jeden Habitatparameter mussten mittels GIS-Werkzeugen Raster im ASCII-Format erstellt werden.

Zunächst ermittelt MaxEnt die Zusammenhänge zwischen Präsenzpunkten (z. B. einer konkreten Vogelart) und den Habitatvariablen (z. B. Abb. 18 a). Diese werden auf alle Raster angewendet, um Erwartungswerte zu berechnen. Dazu wird nicht die Relation

zwischen Rastern mit Präsenzen und Absenzen analysiert (letztere sind ja nicht als Datensatz verfügbar), sondern zwischen Präsenzen und der Gesamtheit der Raster („Hintergrund“). MaxEnt geht dabei effizient vor, indem nicht der gesamte Datensatz von Rastern verwendet wird, sondern eine zufällige Auswahl von „random background sample points“ (Hintergrund-Zufallsstichprobe); diese Vorgangsweise spart Rechenzeit und erwies sich als ebenso leistungsfähig wie die Gesamtzahl an Rastern (PHILLIPS & DUDÍK 2008).

Die MaxEnt-Software stellt eine Reihe von Optionen zur Verfügung, mit deren Hilfe bei der Erstellung von Verbreitungsmodellen sowohl auf spezifische Eigenheiten der Vogelarten als auch auf die Fragestellungen der Analysen eingegangen werden kann. So können beispielsweise durch die Einstellung eines Modellierungsparameters („regularization multiplier“) Verbreitungsmodelle erstellt werden, die sich entweder eng an das bekannte Areal bzw. die vorliegenden Originaldaten anlegen oder aber mehr oder weniger generalisierte Modelle, die weit in unbekannte Räume (aus denen Nachweise fehlen) hinaus extrapolieren.

Outputs: MaxEnt führt eine ganze Reihe von Analysen durch, mit deren Hilfe die Güte der erstellten Modelle überprüft werden kann; darüber hinaus bietet es mehrere Möglichkeiten, den Einfluss von Habitatvariablen zu analysieren und interpretieren. Konkrete Beispiele zu diesen Aspekten werden im Ergebnisteil dargestellt und erläutert.

Der Output von MaxEnt enthält neben Verbreitungskarten und Analyse-Ergebnissen eine Raster-Datei, mit der die modellierte Verbreitung in konventionellen GIS-Programmen dargestellt und weiter bearbeitet werden kann. Dafür werden üblicherweise die „logistischen Voraussagewerte“ (Erwartungswerte zwischen 0 und 1) verwendet, die als Maß für die relative Wahrscheinlichkeit für das Auftreten in jedem Raster interpretiert werden können (PHILLIPS & DUDÍK 2008).

Von besonderer Bedeutung für die vorliegenden Analysen ist, dass mit MaxEnt auf sehr einfachem Wege Zukunfts-Prognosen erstellt werden können; die dem erstellten Verbreitungsmodell zugrunde liegenden empirisch ermittelten Zusammenhänge zwischen den Eingangs-Habitatvariablen und den realen Verbreitungsdaten werden dabei auf veränderte Habitatvariablen angewendet. So kann etwa die künftige Verbreitung einer Art auf der Basis geänderter Klimawerte prognostiziert werden; für die vorliegenden Analysen wurde diese Funktion dafür verwendet, um die Auswirkungen der Raps-Szenarien auf die Verbreitung der relevanten Vogelarten vorauszusagen.

Anwendung: Für jede Vogelart wurde wie folgt vorgegangen:

1. zunächst wurde ein **Referenz-Verbreitungsmodell** auf der Basis von Vogeldaten und Habitat-Variablen erstellt, die die landwirtschaftliche Nutzung inkl. den Ackerkulturen im Jahr 2008 und die anderen Variablen (Klima, Höhenmodell usw.) beinhalten; diese Modelle stellen somit das **aktuelle Habitatpotential** flächig dar;
2. die auf Basis der vier Szenarien räumlich explizit modellierten Ackerkulturen werden für die Erstellung weiterer Verbreitungsmodelle verwendet, wobei alle anderen Habitatvariablen mit identischen Werten wie im ersten Referenz-Modell eingehen; somit werden die **Habitatpotentiale für jedes der vier Szenarien** ermittelt.

Bei der Erstellung der Referenz-Verbreitungsmodelle wurde jeweils eine Test-Stichprobe (25 % der Vogeldaten) festgelegt, die die Durchführung statistischer Tests zur Modell-Validierung gestattet; dabei wird überprüft, ob die anhand des Training-Datensatzes (75 %

der Daten) erstellten Habitatmodelle die restlichen 25 % der Datenpunkte treffsicher voraussagen. Alle Modellierungsdurchgänge wurden mit den MaxEnt-Voreinstellungen durchgeführt, die sich in den meisten Fällen bewähren (PHILLIPS & DUDÍK 2008); das sind 500 Iterationen, 10.000 "random background sample points" sowie der Wert „1“ für den „regularization multiplier“, der die Modelle glättet und einen guten Kompromiss zwischen Vermeidung zu hoher Komplexität und optimaler Datenanpassung der Modelle darstellt (PHILLIPS & DUDÍK 2008, ELITH et al. 2010b). Der Wert für den „regularization multiplier“ wurde nur bei einigen wenigen Arten mit zu optimistischen Verbreitungsmodellen verringert, (z. B. bei der hinsichtlich ihres Brutgebietes „konservative“, d. h. wenig zu Neubesiedlung neigende Großtrappe); vergrößert wurde er beim Rebhuhn, wo die Voraussagen zu pessimistisch ausfielen (da dieser Art leicht im Rahmen des Monitorings zu übersehen ist).

Variablenauswahl: Um alle Arten gleich zu behandeln, wurde der vollständige Satz an Habitatvariablen für alle Arten verwendet, wenngleich üblicherweise eine Vorauswahl (im Kontext anderer Fragestellungen) ratsam ist. Diese Entscheidung ist im Rahmen dieser Untersuchung hinsichtlich der Fragestellungen dadurch gerechtfertigt, dass die Höhe der Erklärungsbeiträge der für die Szenarien relevanten Acker-Variablen nicht durch willkürliche Entscheidungen (z. B. durch Weglassen einer Klimavariablen) verändert und somit die Ergebnisse beeinflusst werden sollten.

Die Analyse einer Zufalls-Stichprobe von etwa 5 % der Raster (ca. 1.900) förderte kein Kollinearitäts-Problem (stark untereinander korrelierende Erklärungsvariablen) zutage, da keine der 12 Acker-Variablen mit irgendeiner anderen Variablen stark korrelierte (Kendall's τ maximal 0.486). Starke Korrelationen (Kendall's $\tau > 0.85$) zwischen einigen wenigen Klima- und Landbedeckungsvariablen (z. B. zwischen Sommerfeuchte und Höhenlage) wurden hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf der Fragestellung als unproblematisch erachtet.

Quantifizierung von Effekten der Szenarien auf Habitatpotentiale

Bei jeder Art wurde die Summe der Erwartungswerte (zwischen 0 und 1), die aus dem Referenz-Modell resultieren, über alle Raster gebildet; diese Summe wurde als Maß für das Gesamtausmaß des Habitatpotentials entsprechend der Ackerbausituation im Jahr 2008 (die den Ausgangszustand charakterisiert) weiterverwendet. Derselbe Vorgang wurde für die Habitatpotentiale wiederholt, die sich aus jedem der vier Szenarien ergeben. Schließlich wurde die **relative Veränderung** (in %) **des Gesamt-Habitatpotentials** gegenüber dem Ausgangszustand für jedes Szenario berechnet.

Dies gestattet eine einfache **Bilanzierung der Auswirkungen der vier Szenarien** in ganz Österreich. Analoge Bilanzen wurden auch für die 17 Naturräume innerhalb Oberösterreichs erstellt und in tabellarischer Form präsentiert (z. B. Tab. 10). Die relativen Veränderungen der Habitatpotentiale wurden schließlich für jeden einzelnen Raster berechnet, um Bereiche mit Habitatgewinnen bzw. -verlusten kartografisch darstellen zu können (z. B. Abb. 41).

Ergebnisse und Detail-Diskussion

Voraussagekraft der Habitatmodelle

AUC: Es gibt kein Maß, mit dem die Voraussagegüte von Verbreitungsmodell umfassend beurteilt werden kann. Ein sehr häufig verwendetes und intuitiv gut verständliches Maß ist der AUC („area under operating curve“; vgl. Abb. 1). Er kann Werte zwischen 0,5 und 1 annehmen, wobei ein Wert von 0,5 einem Modell entspricht, das die Verbreitung nicht besser als zufällig erklärt. Die AUC-Werte („training AUC“) für die 31 in Oberösterreich untersuchten Arten rangieren zwischen 0,897 (Aaskrähe) und 0,999 (Steinkauz), ihr Median beträgt 0,971. Entsprechend der Klassifikation von HOSMER & LEMESHOW (2000) sind die Modelle fast ausnahmslos als „outstanding“ zu bezeichnen, zwei davon als „excellent“.

Wenn (wie in diesem Fall) ein Teil der Daten als Teststichprobe zurückgehalten wird, um damit die anhand der Training-Daten getroffenen Voraussagen zu überprüfen, berechnet MaxEnt auch Test-AUC-Werte, die zwar beinahe in allen Fällen niedriger ausfallen als die Training-AUCs, aber in noch höherem Maße Auskunft über die Zuverlässigkeit der Modellvoraussagen geben. Auch alle Test-AUCs liegen mit Werten zwischen 0,649 (Mehlschwalbe) und 0,951 (Steinkauz) sowie einem Median von 0,800 weit über rein zufälligen Modellen. Wie die oben erwähnten AUC-Werte bei Aaskrähe (mit ca. 670 Datenpunkten die Art mit der größten Stichprobe) und Steinkauz (ca. 40 Punkte) zeigen, hängt die Voraussagegüte nicht unmittelbar von der Stichprobengröße, sondern von der Spezifität der Habitatwahl bei den einzelnen Vogelarten ab.

Am Beispiel der Feldlerche zeigt Abb. 16 sehr nahe beieinander liegende AUC-Kurven für Trainings- und Test-Stichprobe, die AUC-Werte von 0.949 bzw. 0.876 ergeben und somit weitab des durch die schwarze Linie markierten AUC-Wertes von 0,5 liegen.

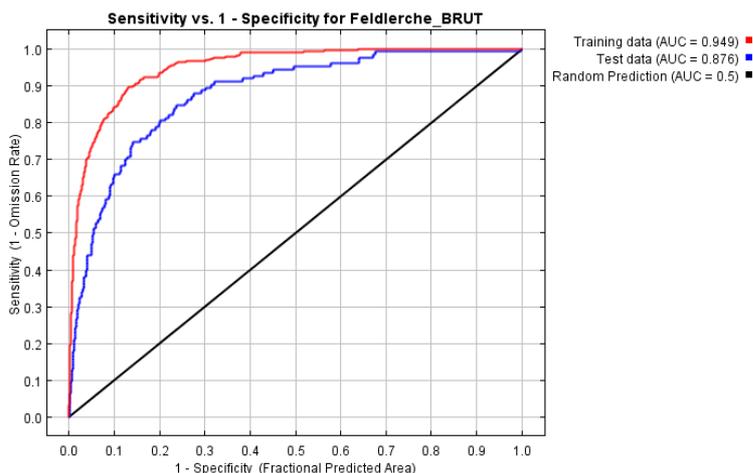


Abbildung 16: Beurteilung des Modells für die Feldlerche. Erklärung s. Text.

Binomialtests: Bei Definition einer Test-Stichprobe (in dieser Untersuchung 25%), verwendet MaxEnt diese zur Berechnung von Binomialtests für 11 verschiedene Schwellenwerte. Bei etwa 90% der Arten sind alle Tests (höchst) signifikant. Die „minimum training presence“ testet z. B., ob die Bereiche mit zumindest minimaler

Habitateignung korrekt vorausgesagt werden. Die Signifikanz-Schwelle von 0,05 wird nur bei zwei Arten (Mehlschwalbe, $p = 0,061$; Schwarzmilan, $p = 0,509$) knapp überschritten, und ein anderer (artspezifisch definierter) Schwellenwert bei der Hohltaube ($p = 0,053$). Es handelt sich dabei um Arten, bei denen vermutlich Daten von überfliegenden Individuen (die nicht ausgeschlossen werden können) für vergleichsweise unscharfe Habitatbeziehungen verantwortlich sein können.

Autokorrelation: Abb. 17 zeigt im Falle der Feldlerche, dass die Fehlerrate der Voraussagen („omission“) der „Test“-Stichprobe (hellblaue Linie) ausgezeichnet mit der erwarteten Fehlerrate (durch die schwarze Linie markiert) übereinstimmt. Ein markant nach unten gebogener Kurvenverlauf der hellblauen Linie würde hingegen darauf hinweisen, dass das Modell durch lokale Daten-Häufungen verzerrt wird; solche problematischen räumlichen „Auto-Korrelationen“ kommen in den Habitatmodellen nicht vor.

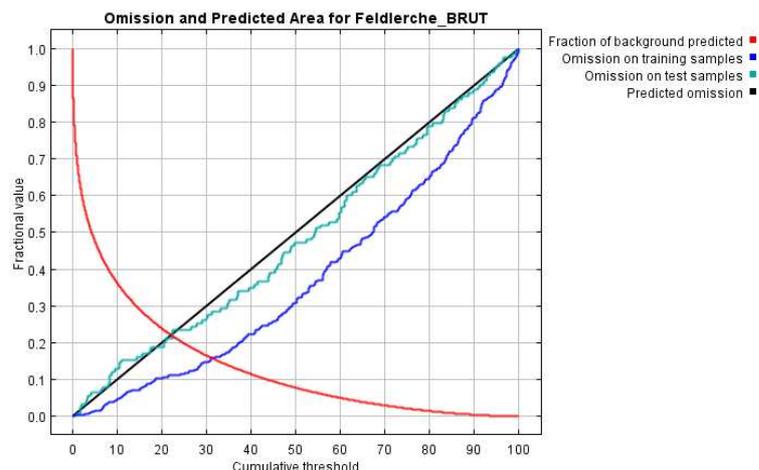


Abbildung 17: Beurteilung des Modells für die Feldlerche. Erklärung s. Text.

Räumliche Voraussagen: Optische Vergleiche der erstellten Verbreitungsbilder mit dem oberösterreichischen Brutvogelatlas (BRADER & AUBRECHT 2003) ergeben bei etwa zwei Drittel der Arten eine sehr gute bis hervorragende Übereinstimmung (z. T. bis hin zu korrekten Voraussagen lokaler Vorkommen, die zur Zeit der Verfassung des Atlas noch nicht bekannt waren und zu denen zum Zeitpunkt der Modellerstellung keine Daten verfügbar waren). Bei einem Viertel der Arten besteht eine gute Übereinstimmung, bei etwa einem Zehntel kann sie zumindest als befriedigend bezeichnet werden (z. B. Rebhuhn, Hohltaube). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Erhebungen zum oberösterreichischen Brutvogelatlas (BRADER & AUBRECHT 2003) zu einem wesentlich früheren Zeitpunkt stattfanden als jener, aus dem Daten zur Modellierung verwendet werden; tatsächlich haben mehrere der untersuchten Arten zwischen 1998 und 2009 deutlich in Österreich abgenommen (TEUFELBAUER 2009).

Einflüsse von Variablen auf Habitatpotentiale

MaxEnt bietet verschiedene Möglichkeiten, den Einfluss von Variablen auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit der untersuchten Arten zu analysieren.

Zusammenhangsdiagramme: MaxEnt stellt den Zusammenhang zwischen Vorkommenswahrscheinlichkeit und einer bestimmten Variablen grafisch auf zwei Arten dar: a) wenn

diese alleine dazu verwendet wird, ein MaxEnt-Verbreitungsmodell zu erstellen; b) ihren Einfluss, wenn alle anderen Variablen auf ihren Mittelwert gesetzt werden (sozusagen ihr „multivariater“ Einfluss).

Bei der Interpretation der Diagramme des ersten Typs ist zu beachten, dass sie im Wesentlichen *räumliche Korrelationen* darstellen; d. h., es werden die Eigenschaften jener Örtlichkeiten abgebildet, wo eine Art vorkommt, die aber nicht notwendigerweise auch ökologisch-funktionale Zusammenhänge im durch die Abbildungen dargestellten Ausmaß widerspiegeln. Dies soll anhand der nachstehenden Abbildungen illustriert werden. Das Auftreten der Feldlerche in den Rastern steht in einem positiven Zusammenhang mit der Rapsfläche (Abb. 18 a), d. h. sie kommt mit hoher Wahrscheinlichkeit dort vor, wo Raps angebaut wird. Wenn aber die Gesamtheit aller Variablen berücksichtigt wird, zeigt sich, dass Raps einen negativen Einfluss hat, wenn der Einfluss anderer Faktoren mitberücksichtigt wird; wenn Raps etwa 80 % einer Rasterfläche erreicht, sinkt die Wahrscheinlichkeit von Feldlerchen-Vorkommen auf Null (Abb. 18 b).

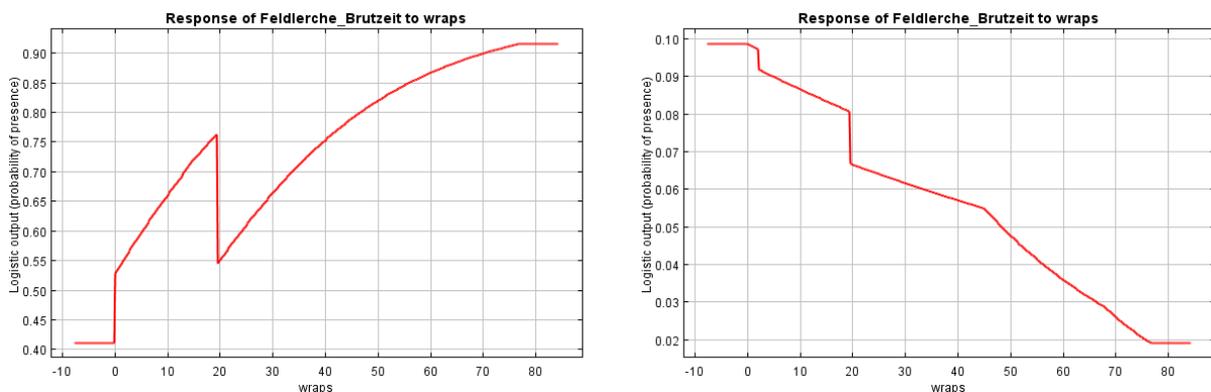


Abbildung 18 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Feldlerche (den Eingangsdaten) und der Raps-Anbaufläche in Rastern (in ha): a) wenn ihr Auftreten mit einem MaxEnt-Modell vorausgesagt wird, in das Raps als einzige Variable eingeht; b) wenn Raps in ein Modell eingeht, in dem alle anderen Variablen konstant gehalten (auf ihren Mittelwert gesetzt) werden.

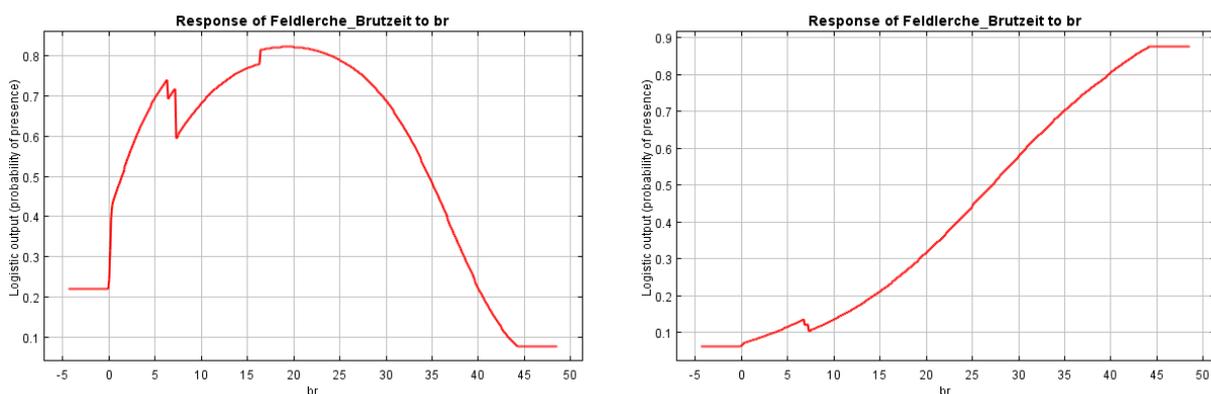


Abbildung 19 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Feldlerche (den Eingangsdaten) und der Brachenfläche in Rastern (in ha): a) wenn ihr Auftreten mit einem MaxEnt-Modell vorausgesagt wird, in das Brachen als einzige Variable eingeht; b) wenn Raps in ein Modell eingeht, in dem alle anderen Variablen konstant gehalten (auf ihren Mittelwert gesetzt) werden.

In Abb. 19 a ist erkennbar, dass das Auftreten der Feldlerche in einem quadratischen Zusammenhang zur Brachenfläche steht. Das heißt, dass diese Art in jenen Bereichen selten ist, wo es sehr wenig oder wo es (relativ) sehr viel (bis ca. 50 % der Raster) Brachen gibt; die Feldlerche brütet zwar gerne in Brachen, ist jedoch nicht an diese gebunden und nutzt v. a. vegetationsarme oder -lose Ackerflächen zur Nahrungssuche. Wird jedoch der

Kontext (die „übliche“, eher brachearme Situation in den Feldlerchen-Vorkommensgebieten) berücksichtigt, erhöht der Brachenanteil die Habitatqualität und somit die Wahrscheinlichkeit ihres Vorkommens; die kontinuierliche Zunahme der Antreffswahrscheinlichkeit bis zu 50 ha Brachen in Abb. 19 b kann so interpretiert werden, dass dieser Fall dann günstig ist, wenn z. B. neben Brachen auch andere Ackerkulturen vorhanden sind. Den Abbildungen ist auch zu entnehmen, dass Brachen in den Rastern maximal ca. 50 ha einnehmen, Raps aber bis zu 80 ha.

Erklärungsanteile: Eine rasche überblicksartige Einschätzung der quantitativen Bedeutung einer Variable erlaubt jener Anteil (in %), den diese bei der Erstellung des jeweiligen MaxEnt-Verbreitungsmodells absorbiert. Dabei handelt es sich jedoch um einen „heuristischen“ Wert; d. h., er spiegelt in erster Linie die Häufigkeit (im Zuge der Iterationen) wieder, in der sie im Zuge der Modellerstellung einen Beitrag leistet (PHILLIPS 2006) und weniger ihr funktionales Gewicht.

Die Schlagnutzung im Jahr 2008 leistet im Durchschnitt den größten Beitrag, um die Verbreitung der untersuchten Vogelarten zu erklären; werden die relativen Erklärungsbeiträge der betreffenden Variablen summiert, entfallen über 35 % davon (Median) auf die Schlagnutzungen (Tab. 6). Als zweitwichtigste, annähernd gleich bedeutende Gruppe scheinen Klima-Variablen auf (in Summe 33 %). Den geringsten Einfluss haben Boden-Parameter. Die Acker-Variablen, deren Flächenausmaß durch die Szenarien verändert wird, machen im Durchschnitt über alle Arten über 15 % der Erklärungsbeiträge aus; Tab. 6 ist darüber hinaus zu entnehmen, dass Acker-Variablen ausnahmslos für alle 31 untersuchten Arten relevant sind, da das Minimum ca. 5 % ausmacht.

Tabelle 6: Summe der relativen Erklärungsbeiträge der Variablen in den MaxEnt-Modellen („percent variable contribution“) nach Variablengruppen. In dieser Tabelle werden positive und negative Zusammenhänge gleich behandelt und es sind nur die 31 für Oberösterreich untersuchten Arten berücksichtigt.

Variablen-Gruppe	Min	25%il	Median	75%il	max
Schlagnutzung	13,0%	24,7%	35,2%	41,5%	56,6%
Klima	7,7%	25,1%	32,7%	45,2%	73,5%
Landbedeckung	3,8%	14,2%	16,2%	23,9%	39,6%
Topografie	0,5%	4,7%	6,8%	8,7%	33,9%
Boden	1,5%	2,3%	3,4%	5,7%	21,4%
Acker-Variablen	4,9%	12,0%	15,4%	17,9%	23,5%

Einflüsse von Raps und Brachen: Brachen stellen unter den Acker-Variablen den bei weitem bedeutendsten positiven Einflussfaktor auf die Habitateignung dar (Abb. 20). Bei 94 % der insgesamt untersuchten 31 Arten ist ein positiver räumlicher Zusammenhang der Antreffswahrscheinlichkeit mit dem Flächenanteil an Brachen festzustellen (wenn Brachen als einzige Variable in ein Modell eingehen; Abb. 20). Der Anteil positiv korrelierender Arten wird nur von der Kulturen-Diversität übertroffen (100 % der Arten). Rapsflächen korrelieren hingegen nur mit 42 % der Arten positiv und bei 55 % negativ. Wird der „multivariate“ Einfluss von Raps und Brachen betrachtet, haben Brachen noch bei 74 % der Arten einen positiven Einfluss; bei Raps allerdings fallen nur mehr bei 14 % der Arten positive, aber bei 58 % negative und bei 29 % neutrale Zusammenhänge an.

Der Beitrag von Brachen zur Erklärung der Verbreitung in den jeweiligen MaxEnt-Modellen ist durchschnittlich größer als bei allen anderen Acker-Variablen; der Beitrag von Raps ist hingegen der zweitschwächste unter den Kulturen, und jener der Kulturen-Diversität fällt unter allen Ackervariablen bei weitem am schwächsten aus (Abb. 20).

Unter den 31 untersuchten oberösterreichischen Arten zeigen Schwarzmilan, Grauammer, Wachtel, Schwarzkehlchen und Rebhuhn den stärksten Bezug zu Brachen (Erklärungsanteile zwischen 3,4 und 10,4 %), während ein Zusammenhang mit der Verbreitung von Heidelerche und Mehlschwalbe fehlt bzw. tendenziell negativ ausfällt. Bei der Heidelerche stimmt dies z. B. mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen aus Österreich (FRÜHAUF *et al.* 2011, FRÜHAUF 2004) überein.

Die Erklärungsanteile von Brachen fallen in der Österreich-Gesamtanalyse (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.) im Mittel noch deutlich stärker aus; dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass unter den insgesamt 44 bearbeiteten Arten solche wie Kaiseradler, Großtrappe und Sumpfohreule enthalten sind, die in sehr hohem Ausmaß von Brachen abhängen.

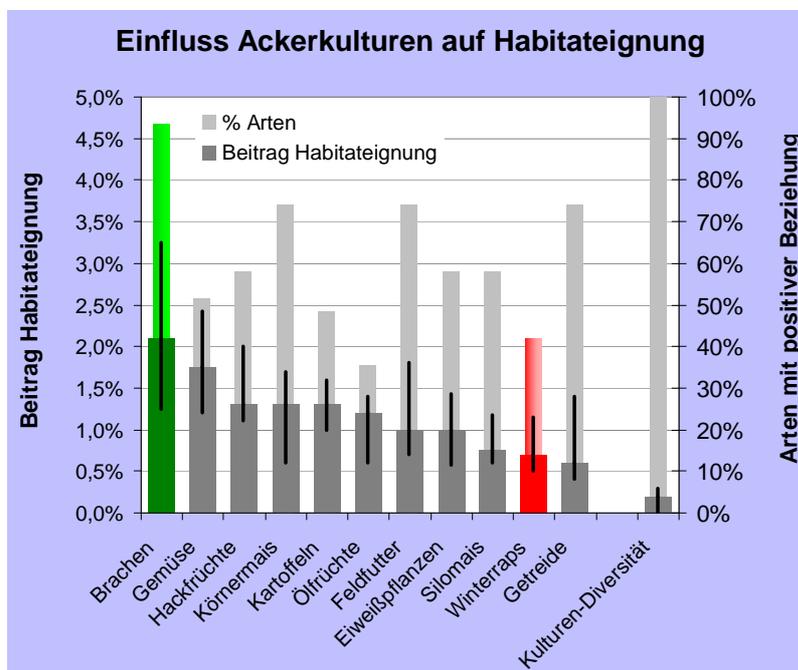


Abbildung 20: Relativer Erklärungsbeitrag (Mediane, 25 %- und 75 %-Quantile) der Acker-Variablen mit positivem Einfluss in den MaxEnt-Modellen („percent variable contribution“; linke Y-Achse, dunkle Säulen). Auf der linken Y-Achse (helle Säulen) ist der Anteil der Arten mit positivem Einfluss aufgetragen (wenn die betreffende Variable alleine in ein Modell eingeht, s. Text). In dieser Abbildung sind nur die 31 für Oberösterreich untersuchten Arten berücksichtigt.

Jackknife: Schließlich sieht MaxEnt die (äußerst rechenaufwändige) Möglichkeit vor, den Informationszuwachs, der durch eine bestimmte Variable im Modell bewirkt wird, mithilfe einer Jackknife-Prozedur abzuschätzen. Dabei wird mit jeder Variable ein eigenes Modell berechnet, wobei der „eigenständige“ Erklärungswert jeder Variable quantifiziert und in Relation zu anderen Variablen grafisch dargestellt wird. Umgekehrt wird auch dargestellt, ob das Modell an Informationsgehalt verliert (oder auch gewinnt), wenn eine bestimmte Variable weggelassen wird. Auf eine Darstellung der Jackknife-Diagramme kann verzichtet werden, v. a. weil sie in den allermeisten Fällen die bereits dargestellten Ergebnisse genau bestätigen.

Auswirkungen der Szenarien auf Ackerkulturen

Tab. 7 enthält die Ergebnisse der Szenarien in Bezug auf die Flächensummen-Veränderungen für Ackerkultur(grupp)en in Oberösterreich im Vergleich zum als Ausgangszustand definierten Jahr 2008. In Summe kommt es infolge der Szenarien zu erheblichen Änderungen der Anbauverhältnisse; insgesamt wird dadurch in Oberösterreich etwa 30 % der Fläche „bewegt“ (die Summe der Zu- und Abnahmen).

Raps und Brachen: Den Abb. 21 und 22 ist zu entnehmen, dass sich die Veränderungen der Flächensummen bei Raps und Brachen räumlich keinesfalls gleichmäßig verteilen und trotz Zunahme auf Österreich-Ebene geietsweise auch Abnahmen einschließen.

Auf höherer räumlicher Ebene ist erkennbar, dass die Veränderungen bei Raps und Brachen nicht parallel zu jenen in Gesamtösterreich ausfallen. Während in Österreich Raps unter den Szenarien 2 und 2+ mit 39 % und 36 % ähnlich stark zunimmt (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.), fallen die Zunahmen in Oberösterreich in denselben Szenarien mit 32 % und 26 % deutlich niedriger aus; noch ausgeprägter sind die Unterschiede in Szenario 1 und S1+, wo Zunahmen um 5 % und 3 % in Gesamtösterreich Veränderungen um +1 % (S1) und sogar einer Abnahme um ca. 5 % (S1+) in Oberösterreich gegenüber stehen.

Tabelle 7: Flächensummen und Flächenanteile am Ackerland für den Ausgangszustand (Basis: INVEKOS 2008) in Oberösterreich sowie absolute und relative Änderungen des Flächenausmaßes der Acker-Schlagnutzungsgruppen gemäß den vier Szenarien (Tab. 4) im Vergleich zum Ausgangszustand. Hellgelb unterlegt: Szenarien ohne Brachen-Mindestfläche; hellgrün unterlegt: Szenarien mit Brachen-Mindestfläche. Die Kulturen sind sortiert nach ihrem Flächenausmaß im Jahr 2008.

Kultur	INVEKOS (2008)	in %	S1	in %	S1+	in %	S2	in %	S2+	in %
Getreide	109.338	43,9%	-18.240	-16,7%	-20.360	-18,6%	-15.610	-14,3%	-17.480	-16,0%
Körnermais	45.122	18,1%	-13.380	-29,7%	-12.070	-26,8%	-14.950	-33,1%	-14.210	-31,5%
Feldfutter	35.282	14,2%	26.200	74,2%	27.510	78,0%	23.750	67,3%	24.600	69,7%
Silomais	21.739	8,7%	-550	-2,5%	-790	-3,6%	-1.440	-6,6%	-1.250	-5,8%
Winterraps	12.735	5,1%	140	1,1%	-570	-4,5%	4.080	32,0%	3.320	26,0%
Ölfrüchte	8.329	3,3%	4.260	51,1%	3.940	47,3%	2.810	33,7%	2.610	31,3%
Brachen	5.599	2,2%	-2.790	-49,9%	-850	-15,2%	-3.250	-58,0%	-1.220	-21,9%
Hackfrüchte	4.460	1,8%	-1.400	-31,4%	-1.650	-37,1%	-1.600	-35,9%	-1.980	-44,4%
Eiweißfrüchte	3.392	1,4%	6.540	192,7%	6.000	177,0%	7.250	213,8%	6.960	205,2%
Kartoffeln	1.589	0,6%	-40	-2,8%	-210	-13,3%	50	3,3%	-130	-8,2%
Gemüse	1.198	0,5%	1.580	131,6%	1.350	113,0%	1.190	99,5%	1.070	89,2%
Ackerland gesamt	248.783									
Kulturen- Diversität (Mittelwert)	0,867		0,934	7,7%	0,936	7,9%	0,921	6,2%	0,950	9,5%

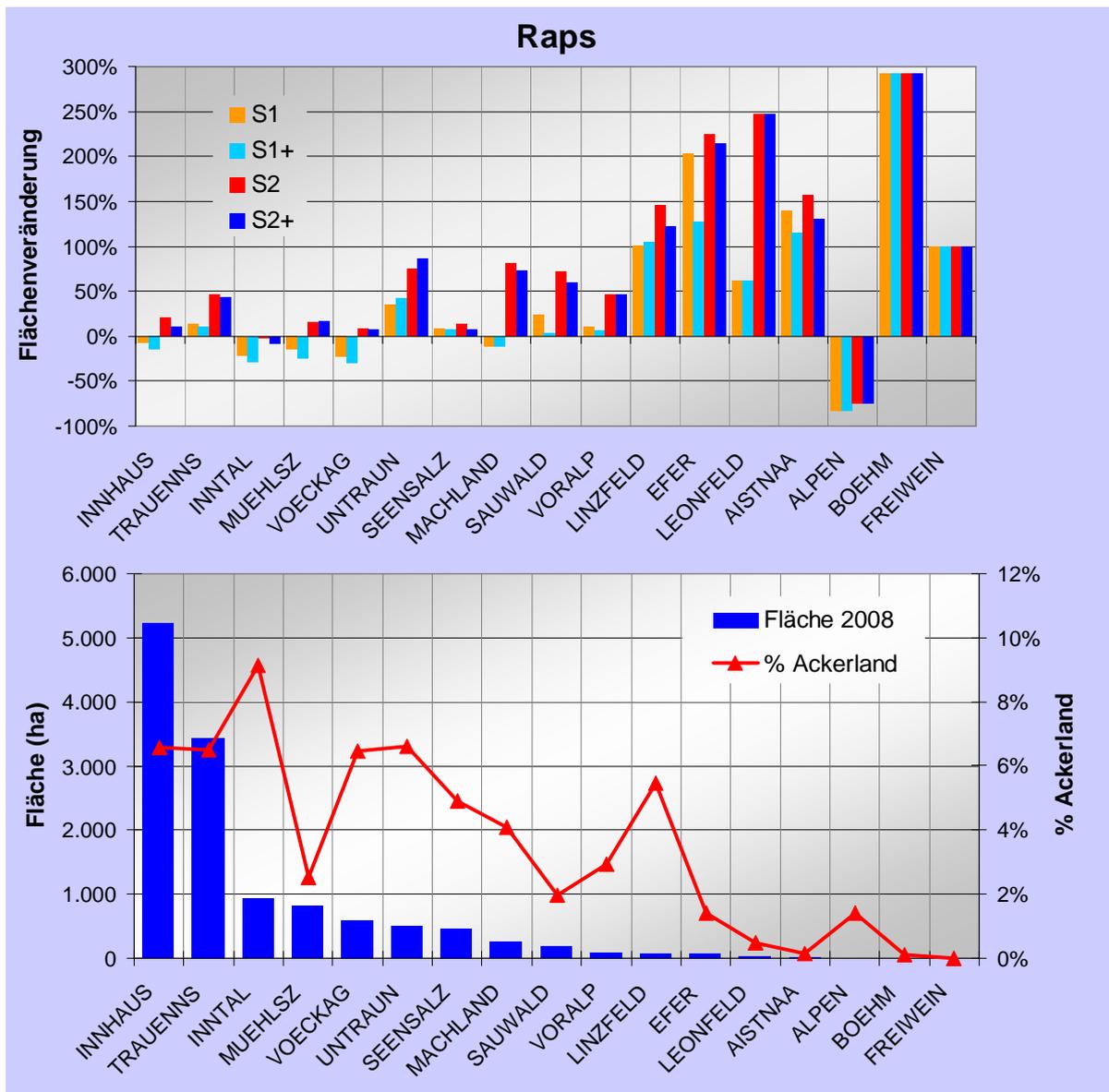


Abbildung 21 a und b: Durch die vier Szenarien (blaue Farben: Szenarien mit Brachen-Mindestfläche) vorausgesagte relative Veränderungen der Raps-Anbauflächen in Relation zu 2008 (a = obere Grafik) sowie Ausmaß der Anbauflächen und Raps-Anteile am Ackerland in 2008 (b = untere Grafik). Die Naturräume (Abkürzungen s. Tab. 1) sind angeordnet nach der Raps-Anbaufläche im Jahr 2008.

Umgekehrt sagen die Ackermodelle bei den Brachen in Oberösterreich im Verhältnis zum Bundesgebiet geringere, aber ebenfalls stärker differenzierte Abnahmen sowohl unter den Szenarien S1 und S2 (um 50 % und 58 % gegenüber 73 % und 76 %) als auch unter S1+ und S2+ (15 % und 22 % gegenüber je 32 %) voraus.

Beim Raps werden in jenen Naturräumen die stärksten relativen Zunahmen prognostiziert (Abb. 23 a), wo er bisher geringe Anteile hatte (Abb. 23 a), z. B. in der Böhmisches Masse und im Eferdinger Becken. Während relativ starke Zunahmen für das bisher zweitwichtigste Rapsanbaugebiet (Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“) vorausgesagt werden, stehen im bisher bezüglich Raps-Gesamtfläche wichtigsten Naturraum „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauber Wald, Mattigtal“ starke Zunahmen im Ostteil ähnlich starken Abnahmen im Westteil gegenüber (Abb. 21), die jedoch in Summe eine leichte

Abnahme um 7 % ergeben (Abb. 23 a). Szenario 2 sagt aber auch Abnahmen um ca. 2 % im Inntal voraus, wo 2008 der höchste Rapsanteil am Ackerland (ca. 9 %) bestand.

Das kann auch so gedeutet werden, dass sich in den Gebieten mit bereits derzeit hohen Rapsanteilen gewisse Sättigungseffekte einstellen (aus ökonomischen Gründen und weil z. B. Raps nur etwa alle vier Jahre auf derselben Fläche angebaut werden kann). Unter Szenario 1 werden für immerhin sechs Naturräume Abnahmen prognostiziert; dies betrifft mit Rückgängen um 22 bis 23 % u. a. zwei mit hohen Rapsanteilen am Ackerland im Jahr 2008 (Inntal; Vöckla-Ager-Hügelland bzw. -täler und -terrassen). Im Machland unter Szenario 2 und 2+ Zunahme um 72 bis 80 %, aber eine Abnahme um ca. 11 % unter Szenario 1 und 1+.

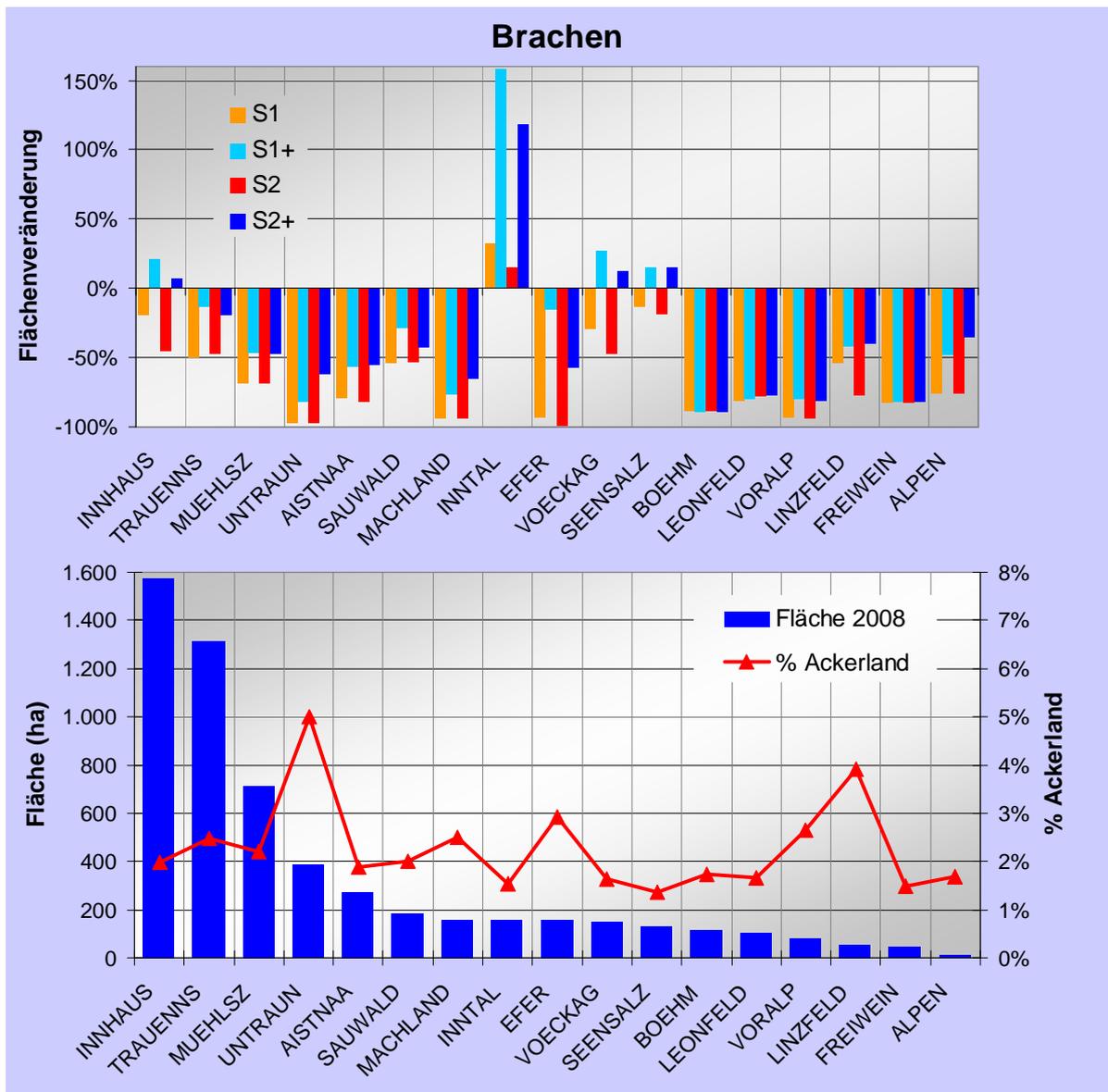


Abbildung 22 a und b: Durch die vier Szenarien (blaue Farben: Szenarien mit Brachen-Mindestfläche) vorausgesagte relative Veränderungen der Bracheflächen in Relation zu 2008 (a = obere Grafik) sowie Ausmaß der Anbauflächen und Brachen-Anteile am Ackerland in 2008 (b = untere Grafik). Die Naturräume (Abkürzungen s. Tab. 1) sind angeordnet nach der Brachenfläche im Jahr 2008.

Im Gegensatz zum Raps (Abb. 21 b) korrelieren bei den Brachen die Anteile am Ackerland auf Ebene der Naturräume nicht mit der Brachen-Flächensumme (Abb. 22 b). Obwohl Abb. 23 den Eindruck vermittelt, dass Brachen in jenen Naturräumen am stärksten

abnehmen, wo sie 2008 die höchsten Anteile hatten (z. B. „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauser Wald, Mattigtal“, „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, südliche Lagen des Mühlviertels, „Unteres Trauntal“), zeigt Abb. 22 a vergleichsweise gleich starke relative Abnahmen in fast allen Naturräumen. Eine markante Ausnahme davon betrifft das Inntal, wo die Szenarien S1 und A2 leichte Zunahmen und die Szenarien 1+ und 2+ starke relative Zunahmen bewirken (vgl. Abb. 24). Die Szenarien mit Mindestbrachenfläche ergeben leichte relative Zunahmen auch in anderen Naturräumen (Abb. 22 a) wie in z. B. den westlichen Teilen des Innviertels.

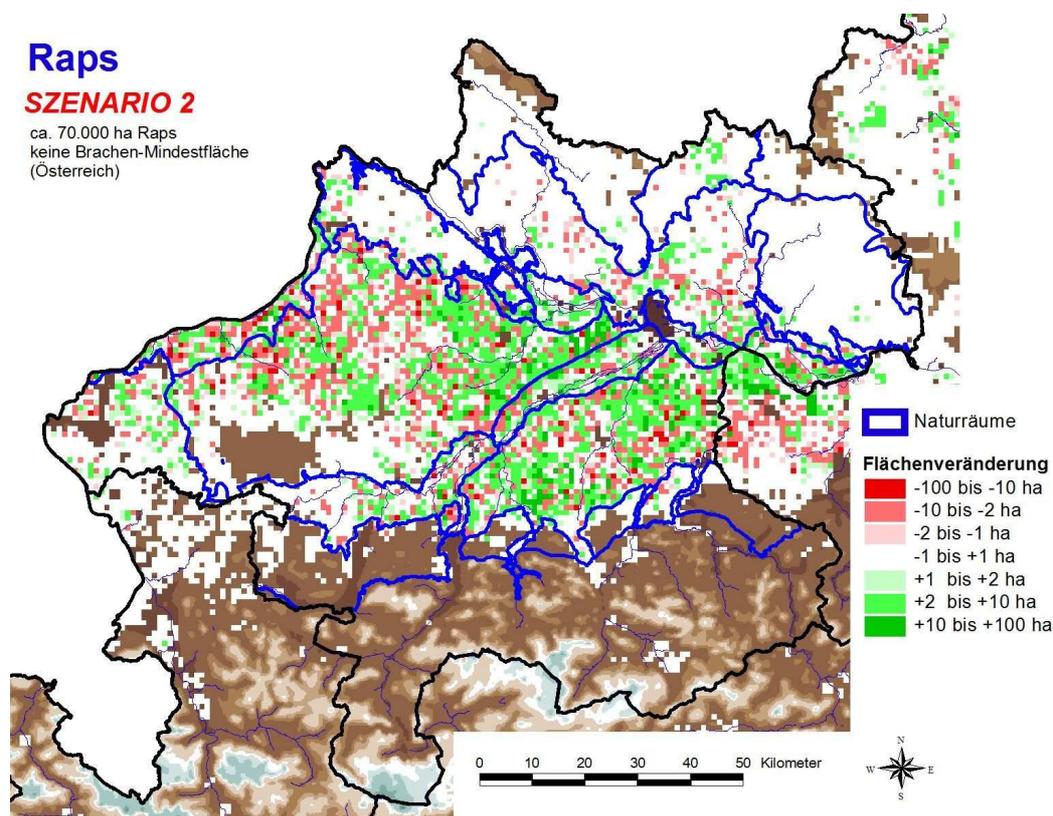


Abbildung 23: Veränderung der Rapsflächen auf Basis von Szenario 2 In Oberösterreich im Verhältnis zur 2008. Dargestellt sind absolute Veränderungen in Hektar.

Andere Ackerkulturen: Die markantesten Entwicklungen stellen absolute Flächen-Veränderungen (Tab. 7) mit starker Zunahme von Feldfutter (Klee gras, Wechselwiesen usw.) und (massiv) Eiweißpflanzen (v. a. Ackerbohnen, Körnererbsen) sowie starken Abnahmen bei Getreide und Mais dar. Weiters werden etwa eine ungefähre Verdoppelung des Gemüseanbaus von niedrigem Niveau aus sowie Zunahmen von Ölfrüchten (v. a. Sonnenblume und Soja) vorausgesagt.

Auch bei diesen Kulturen unterscheiden sich die Auswirkungen in Oberösterreich von jenen im Bundesgebiet (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.). So fallen die hier die Abnahmen bei Getreide und Zucker- und Futterrüben viel stärker aus, die Abnahme von Silomais und Kartoffeln geringer, und Zunahmen bei Feldfutter und Eiweißpflanzen deutlich stärker. Einer bundesweiten Abnahme von Ölfrüchten steht in Oberösterreich eine Zunahme gegenüber.

Brachen

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

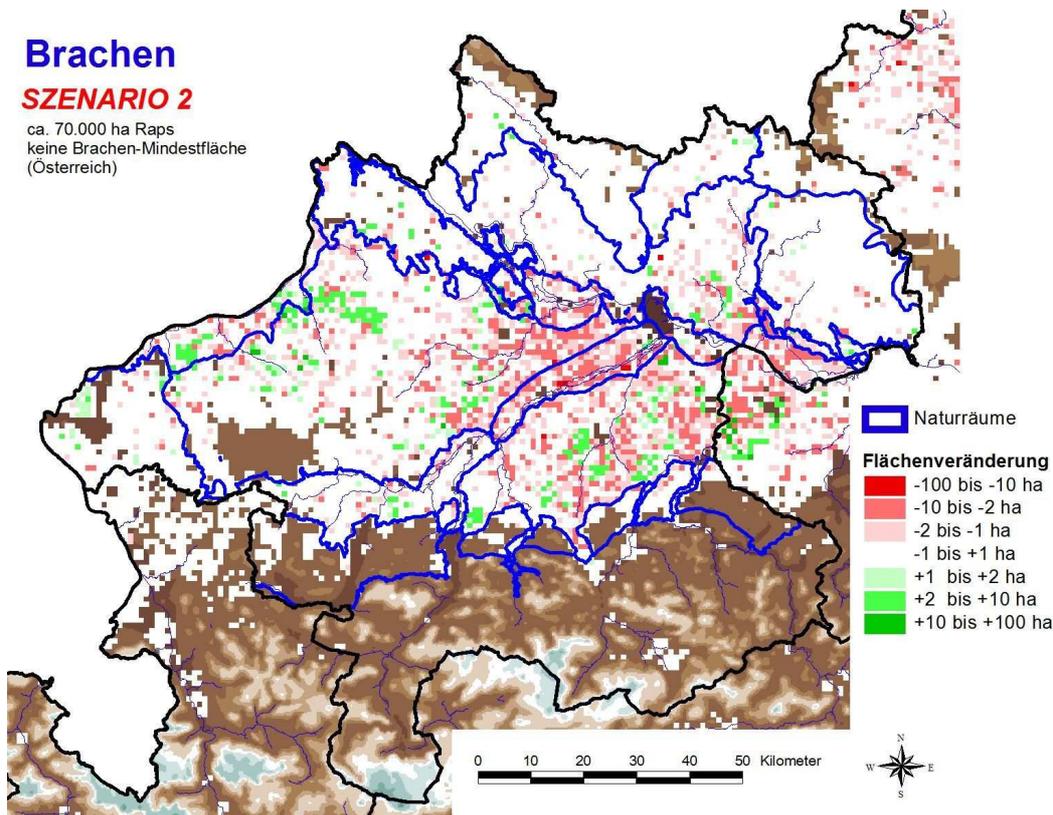


Abbildung 24: Veränderung der Bracheflächen auf Basis von Szenario 2 In Oberösterreich im Verhältnis zur 2008. Dargestellt sind absolute Veränderungen in Hektar.

Bemerkenswerter Weise führen die Szenarien in Oberösterreich zu einer deutlichen Zunahme der Kulturen-Diversität um 6 % bis 9 %, während für Gesamtösterreich eine leichte Abnahme (um 1 % bis 4 %) vorausgesagt wird (Tab. 7).

Die Ergebnisse zu den Auswirkungen der Modelle auf den Ackerbau verdeutlichen recht eindrucksvoll, dass allzu einfache Annahmen (z. B. eine gleichmäßige Zunahme des Rapsanbaus) der Komplexität agro-ökologischer Zusammenhänge nicht in angemessener Weise Rechnung tragen und jedenfalls räumlich nicht ausreichend differenzieren. Es muss folglich davon ausgegangen werden, dass solche einfache Szenarien-Annahmen zu unrealistischen und besonders aufgrund von Interaktionen mit anderen artbezogenen Ansprüchen der Vogelarten zu verzerrten quantitativen Voraussagen führen können.

Auswirkungen der Szenarien auf die untersuchten Arten

Vorbemerkungen

Zur Aussagekraft bzw. -schärfe der in weiterer Folge vorgestellten Modellergebnisse sind einige Bemerkungen erforderlich:

- Die Analyse der Auswirkungen auf die Habitatpotentiale der untersuchten Arten sind ausschließlich im Kontext der spezifischen **Annahmen** zu interpretieren, die bei der Erstellung der Szenarien getroffen werden. Es ist das Wesen von Szenarien, dass alle

möglichen Einflussfaktoren als konstant angenommen werden mit Ausnahme jener, die in den Szenarien spezifiziert werden.

- Eine für die quantitativen Analysen zentrale implizite Annahme besteht darin, dass die Ackerflächen in Hinkunft gleich bewirtschaftet werden wie bisher. Für die weiterführende Interpretation ist es von großer Bedeutung, dass diese Annahme mit hoher Wahrscheinlichkeit verletzt wird, da mit fortschreitender **Intensivierung** zu rechnen ist (u. a. weil ab 2014 vermutlich mit geringerer Dotierung für das ÖPUL zu rechnen ist). Dabei ist insbesondere zu berücksichtigen, dass Raps eine sehr anspruchsvolle Kultur ist (z. B. AUSTRIAN ENERGY AGENCY 2006, BRAINBOWS 2007), deren Anbau mit vergleichsweise hohem Dünger- und Pestizideinsatz einher geht (EEA 2006). In Teilen Frankreichs stieg der Pestizidverbrauch als Effekt vermehrten Rapsanbaus für Biodiesel beträchtlich (um ca. 6 %; BAYRAMOGLU & CHAKIR 2010).
- Die Habitatmodelle schätzen das Habitatpotential im Sinne einer Vorkommenswahrscheinlichkeit für die betreffende Art auf Basis räumlicher Korrelationen mit den verwendeten Habitatvariablen. Diese müssen nicht notwendigerweise auch eine entsprechende ökologisch-funktionale Bedeutung haben, wenn eine solche auch in den meisten Fällen recht offensichtlich vorliegt; dieses Problem wird jedoch durch den multivariaten Charakter der Modelle reduziert, die eine Gewichtung mit dem Einfluss anderer Variablen vornehmen.
- Die geschätzte Habitatqualität (Vorkommenswahrscheinlichkeit) muss daher auch nicht notwendigerweise mit Habitatqualität im Sinne eines Potentials für dauerhafte Besiedlung übereinstimmen, das durch Fortpflanzungserfolg und Mortalität bestimmt wird.
- Die nachstehend dargestellten relativen Bilanzwerte für die Habitatpotentiale der untersuchten Arten (in Oberösterreich und den Naturräumen) können nicht unmittelbar als (gleich große) Änderungen von Bestandsgrößen interpretiert werden, wenn diese auch meistens korrelieren sollten.
- Die relativen Bilanzwerte für die Habitatpotentiale einzelner Arten (Vergleiche zwischen Ausgangssituation und Szenarien) sollten nur bedingt als absolute Größen interpretiert werden, da ihre Dimension (und manchmal selbst ihre Richtung) von verschiedenen Faktoren abhängt, insbesondere von Entscheidungen, die bei der Erstellung der Habitatmodelle getroffen werden (müssen); dazu zählen in erster Linie die Zusammensetzung der verwendeten Vorkommensdaten (z. B. Nachweisverdichtungen in sehr gut bearbeiteten Gebieten oder regionale „Datenlücken“) und die Einstellung des „regularization multipliers“, der darüber entscheidet, wie eng sich die räumlichen Voraussagen geeigneten Habitats an die verwendeten Vorkommensdaten anlegen. Die Vergleiche zwischen den Szenarien sind davon aber kaum betroffen. Bei einigen Arten führten Testläufe mit verschiedenen Einstellungen mit z. T. zu unterschiedlichen Ergebnissen, die dazu verwendet wurden, die Modelle zu optimieren.
- Die auf Oberösterreich und insbesondere die auf Naturräume bezogenen Bilanzierungen der Habitatpotentiale sind bei manchen (insbesondere selteneren) Arten (z. B. Steinkauz) mit Vorsicht zu interpretieren, da die Habitatmodelle auf Datensätzen aus ganz Österreich beruhen und somit die Habitatpotentiale in Oberösterreich nicht notwendigerweise optimal darstellen. Hierzu kann aber auch angeführt werden, dass gerade bei selteneren Arten davon auszugehen ist, dass Oberösterreich keine eigenständigen Populationen beherbergt, sondern letztlich

auch von den Veränderungen des Habitatpotentials in ganz Österreich (und darüber hinaus) beeinflusst wird.

- Die Prognosegenauigkeit bezüglich der Habitatpotentiale nimmt naturgemäß in kleineren Teilräumen ab; das ist insbesondere bei den Bilanzierungen für einzelne Naturräume zu berücksichtigen.
- Die Verfügbarkeit von punktgenau verorteten Artnachweisen für den relevanten Zeitraum (2008 bis 2009) ist beschränkt, weshalb bei einigen Arten in geringem Umfang auch Daten aus früheren Jahren berücksichtigt wurden. Dadurch können Habitatbeziehungen (insbesondere zu den vor 2008 wesentlich häufigeren Brachen) beeinflusst werden und es können folglich verzerrte Habitatmodelle entstehen. Wie eine Analyse ergab, hatte der Anteil an Daten aus früheren Jahren jedoch keinen signifikanten Einfluss auf die Änderung der Habitatpotentiale (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.).
- Kleinräumige Habitatansprüche (z. B. Landschaftselemente wie als Sitzwarten dienende Büsche oder Schlagbreiten), die über das Vorkommen bestimmter Arten entscheiden können, konnten bei der Erstellung der Habitatmodelle nicht berücksichtigt werden, da räumliche Daten dazu in Österreich nicht verfügbar sind. Dies kann dazu führen, dass für die bestimmte Arten zu niedrige oder zu hohe Erwartungswerte berechnet werden. Erfahrungen zeigen jedoch, dass diese fehlenden Informationen oftmals in anderen Variablen „mittransportiert“ werden; dies kann z. B. beim auf Warten angewiesenen Steinkauz angenommen werden, der am stärksten mit der Diversität an Ackerkulturen korreliert (Abb. 36 b); diese geht mit einer hohen Zahl an Grenzlinien einher, entlang denen die Wahrscheinlichkeit für solche Strukturen hoch ist.
- Für das lokale Überleben vieler Arten sind zusammenhängende Gebiete einer gewissen Mindestgröße erforderlich; es wurde zwar versucht, dies bei der Variablen-Definition zu berücksichtigen (z. B. durch die Variable „Kulturlandfläche in 5 km Umkreis“), bei Arten mit großem Raumanspruch (z. B. Greifvögel) mag dies aber möglicherweise nicht ausreichen. Ebenso stellen die 1.000 x 1.000 m-Raster, für die Habitatdaten verfügbar waren, u. U. bei Arten mit sehr kleinen Revieren bzw. Aktionsräumen (z. B. Neuntöter) vermutlich keine optimale Bezugsgröße dar.

Auswirkungen der Szenarien auf die Gesamtheit der Arten

Anzahl abnehmender oder zunehmender Arten: Die Szenarien unterschieden sich signifikant hinsichtlich der Anzahl Arten, bei denen sich das Gesamt-Habitatpotential um mindestens 2 % verändert ($\chi^2 = 24,533$, $p = 0,000$). Szenario 2 (stärkerer Rapszuwachs, keine Brachen-Mindestfläche) ist das einzige, in dem Abnahmen in der Bilanzierung klar überwiegen; Abnahmen betreffen annähernd die Hälfte der Arten (45 %, Abb. 25); Zunahmen (26 %) und neutrale Ergebnisse (29 %) betreffen jeweils etwa gleich viele Arten.

In allen anderen Szenarien überwiegen Zunahmen um ähnliche Beträge (65 bis 68 % der Arten), während bei 29 bis 32 % der Arten Abnahmen vorausgesagt werden. Wenn diese Ergebnisse mit jenen für Österreich gesamt (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.) verglichen werden, zeigt sich, dass der Anteil abnehmender Arten in allen vier Szenarien geringer ist als für ganz Österreich und der Anteil zunehmender Arten in allen Szenarien höher (vgl. auch Anhang 2, der die Ergebnisse für alle Arten enthält).

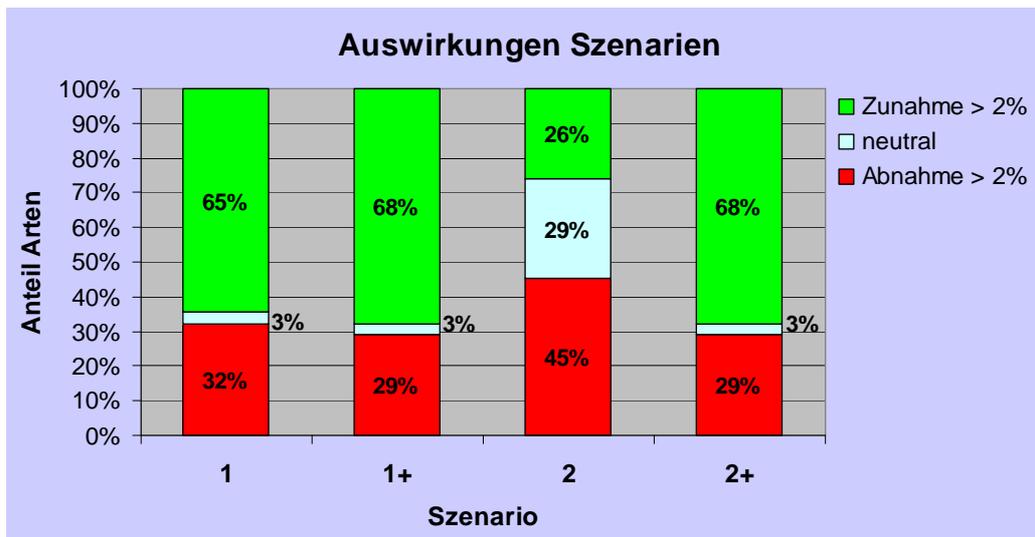


Abbildung 25: Anteil an Arten mit Veränderung des geeigneten Habitats um mindestens 2 % gemäß den vier Szenarien.

Ausmaß der Änderungen der Habitatpotentiale: Ein Friedmann-Test für verbundene Stichproben wurde zur Überprüfung der globalen Hypothese durchgeführt, ob sich die absoluten Habitatpotentiale (jeweils die Summe aller Erwartungswerte über alle Raster) zwischen der Ausgangssituation (2008) und den vier Szenarien unterscheiden. Diese Hypothese wird bestätigt ($\chi^2 = 38,507$, $p < 0,001$). In Übereinstimmung mit den zuvor dargestellten Ergebnissen entfällt auf Szenario S2 der niedrigste mittlere Rang. Die Habitatpotentiale unter Szenario S2 sind jedoch nicht signifikant von der Ausgangssituation verschieden (Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben; $Z = -1,627$, $p = 0,104$). Dasselbe trifft auch für alle anderen Szenarien zu ($Z = -0,833$ bis $-1,372$, $p = 0,42$ bis $0,17$), wobei sich Szenario 2+ noch am ehesten (durch höhere Potentiale) unterscheidet.

Einfluss von Raps und Brachen Darüber hinaus wurde untersucht, welchen Einfluss die Szenarien-Vorgaben für Raps bzw. Brachen auf die Habitatpotentiale haben. Dazu wurde (in ähnlicher Weise wie bei HELLMAN & VERBURG 2010) eine Varianz-Analyse durchgeführt, in die die folgenden fixen Faktoren jeweils in zwei Stufen eingingen: Raps (geringer vs. stärkerer Zuwachs), Brachen (Beibehaltung einer Brachen-Mindestfläche vs. keine Brachen-Mindestfläche) und gefährdete Arten der Rote Liste Oberösterreich (Arten der Kategorien 1–3 vs. restliche Arten; BRADER & AUBRECHT 2003). Als abhängige Variable wurden die relativen Veränderungen der Habitatpotentiale (in %) verwendet, nachdem sie wegen geringfügiger Abweichung von einer Normalverteilung einer schwachen (Wurzel-ähnlichen) Transformation unterzogen wurden.

Die Ergebnisse sind in Tab. 8 enthalten und zeigen, dass Raps einen nur geringen und nicht signifikanten Einfluss hat, Brachen jedoch einen großen und signifikanten; es bestehen auch keine signifikanten Interaktionen zwischen Raps und Brachen, obwohl ihr Effekt größer als der von Raps ist. Darüber hinaus besteht ein nahezu signifikanter Effekt der gefährdeten Rote Liste-Arten.

Durch diese Testergebnisse wird der optische Eindruck in Abb. 26 bestätigt, dass die Szenarien mit Brachen-Mindestfläche (S1+, S2+) günstigere Auswirkungen sowohl auf die in Oberösterreich gefährdeten Arten und die restlichen Arten haben. Die Unterschiede zwischen beiden Gruppen sind jedoch gering; Szenario S2 wirkt sich auf gefährdete und ungefährdete Arten gleich aus, während bei den restlichen Szenarien gefährdete

tendenziell besser abschneiden. Tab. 8 ist aber auch zu entnehmen, dass ein sehr großer Anteil der Varianz unerklärt bleibt (86 % der Quadratsummen werden als Fehler ausgewiesen); das kann dahingehend interpretiert werden, dass daran Flächenveränderungen bei anderen Kulturen beteiligt sind, die erhebliche, aber keinem einfachen oder einheitlichen Muster zuzuordnende Einflüsse haben (vgl. auch Abb. 40 b für ein Beispiel).

Tabelle 8: Ergebnisse der Varianzanalyse. Getestet wurden die relativen Änderungen der Habitatpotentiale, als fixe Faktoren wurden Brachen, Raps und Rote Liste (Arten in den Kategorien 1–3 vs. andere Arten) jeweils in 2 Stufen behandelt. Die Fehlervarianzen sind in den Gruppen nicht unterschiedlich groß (Levene-Test, $F = 0,524$, $df_1 = 7$, $df_2 = 116$, $p = 0,815$).

Varianz-Quelle	Quadratsumme vom Typ III	in %	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
Korrigiertes Modell	9.014	8,1%	7	1.287,8	1,571	0,151
Intercept	8.938	8,1%	1	8.938,1	10,905	0,001
Raps	721	0,6%	1	720,6	0,879	0,350
Brachen	4.192	3,8%	1	4.192,2	5,115	0,026
Rote Liste	2.432	2,2%	1	2.432,4	2,968	0,088
Raps x Brachen	1.566	1,4%	1	1.565,6	1,910	0,170
Raps x Rote Liste	139	0,1%	1	139,2	0,170	0,681
Brachen x Rote Liste	1.033	0,9%	1	1.032,5	1,260	0,264
Brachen x Brachen x Rote Liste	165	0,1%	1	165,5	0,202	0,654
Fehler	95.081	85,7%	116	819,7	0,000	0,000
Gesamt	110.885		124			

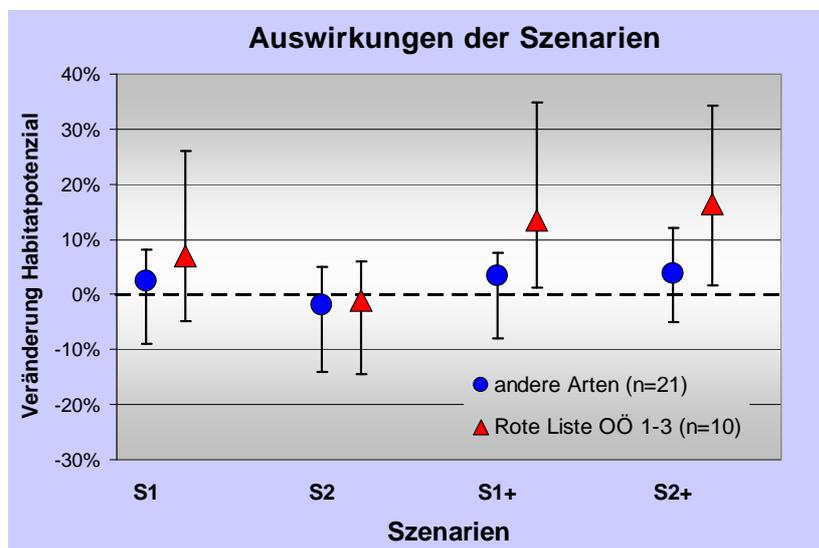


Abbildung 26: Veränderung des Habitatpotenziale gemäß den vier Szenarien bei Arten der Roten Liste Oberösterreich (Kategorien 1–3) und anderen Arten. Dargestellt sind Mediane und 25 %- sowie 75 %-Quantile.

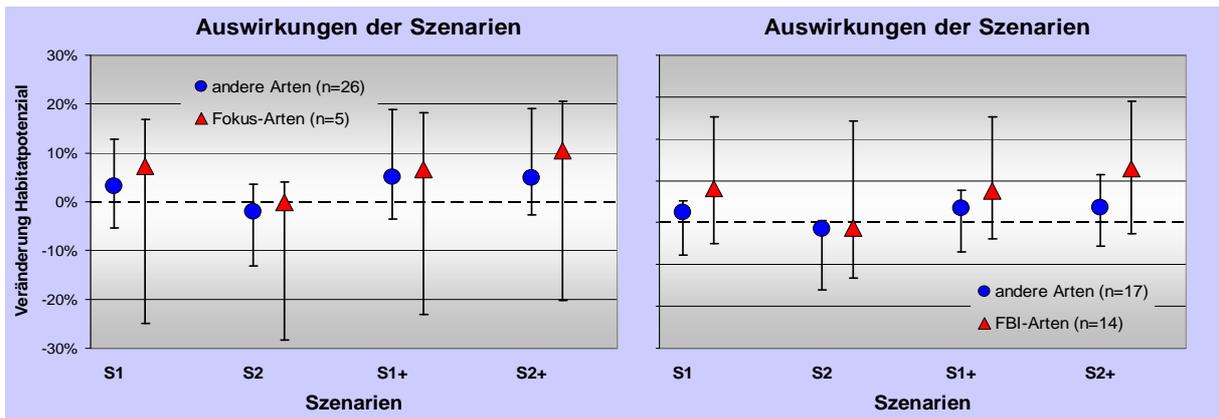


Abbildung 27 a und b: Veränderung des Habitatpotenziale gemäß den vier Szenarien bei Arten im Farmland Bird Index und anderen Arten. Dargestellt sind Mediane und 25 %- sowie 75 %-Quantile.

Ein sehr ähnliches Bild ergeben die Auswirkungen der Szenarien, wenn die Fokus-Arten und die restlichen 17 Arten getrennt aufgetragen werden (Abb. 27 a), wobei für erstere tendenziell bessere Prognosen (bei allerdings viel stärkerer Streuung) bestehen. Dasselbe gilt für die 14 Arten im „Farmland Bird Index“, für die tendenziell bessere Prognosen (bei ebenfalls stärkerer Streuung) gelten als für die restlichen Arten (Abb. 27 b).

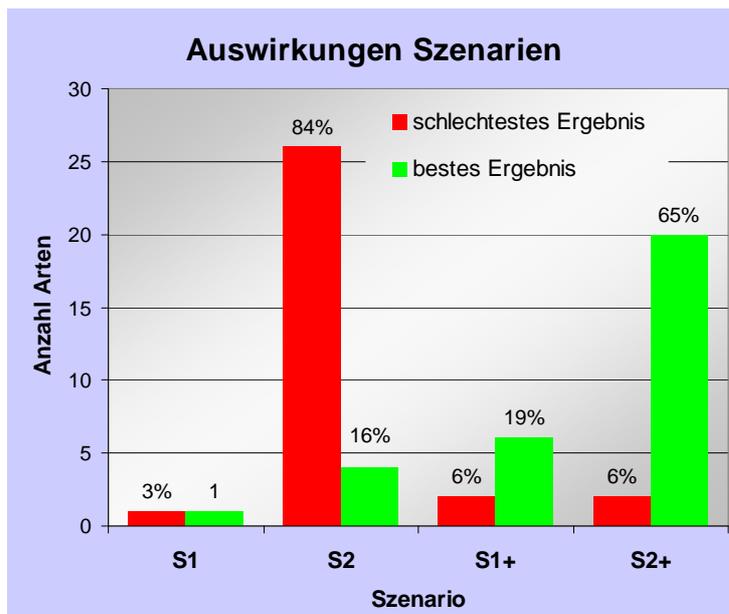


Abbildung 28: Anzahl bzw. Anteil Arten, für die gemäß einem der Szenarios das relativ schlechteste oder beste Ergebnis vorausgesagt wird.

Bei der Mehrzahl der Arten (84 %, n = 26) wird in Szenario 2 das relativ schlechteste Ergebnis unter allen Szenarien vorausgesagt, während bei jeweils zwei Arten (6 %) das relativ schlechteste Ergebnis auf Szenario 1+ und S2+ sowie bei einer Art auf Szenario S1 entfällt (Abb. 28). Mit Ausnahme des Weißstorchs betrifft dies alle Fokus-Arten. Die besten Prognosen bestehen für die meisten Arten (84 %) unter den Szenarien mit Brachen-Mindestfläche; bemerkenswerter Weise trifft dies weit häufiger (65 %, 20 Arten) bei höheren Raps-Werten (Szenario 2+) zu als bei niedrigeren (19 %).

Die Kombination Szenario 2 als schlechtestes und Szenario 2+ als bestes ist insgesamt am häufigsten (Tab. 9). Abweichend davon werden für den Weißstorch werden unter Szenario 2 die günstigsten Voraussagen getroffen.

Aus diesen Ergebnissen kann in Bezug auf die Effekte der Szenarien geschlossen werden, dass die Zunahme von Raps per se die Habitataignung bei den meisten Arten nicht negativ beeinflusst, sondern vielmehr der Verlust an Brachen. Die bei der Mehrzahl der Arten günstigen Voraussagen für Szenario 2+ sind möglicherweise auch dadurch zu erklären, dass in Oberösterreich (im Gegensatz zu Österreich gesamt) unter diesem Szenario die mittlere Kulturen-Diversität deutlich (um über 9 %) gegenüber dem Ausgangswert ansteigt (Tab. 7).

Table 9: Häufigkeit von Kombinationen von Szenarien mit dem relativ schlechtesten und besten Ergebnis. Fokus-Arten sind fett gedruckt.

schlechtestes Ergebnis	bestes Ergebnis	Anzahl Arten	in %	Arten
S2	S2+	20	65%	Steinkauz, Kiebitz, Turmfalke, Feldlerche; Neuntöter, Schwarzkehlchen, Schwarzmilan, Wachtel, Turteltaube, Feldsperling, Goldammer, Girlitz, Rebhuhn, Rauchschwalbe, Mehlschwalbe, Ringeltaube, Star, Grünling, Elster, Aaskrähe
S2	S1+	5	16%	Graumammer, Rohrweihe, Schafstelze, Hohltaube, Mäusebussard
S2	S1	1	3%	Heidelerche
S1	S2	1	3%	Weißstorch
S1+	S2	2	6%	Dohle, Hänfling
S2+	S2	1	3%	Stieglitz
S2+	S1+	1	3%	Raubwürger

Auswirkungen auf die untersuchten Arten nach Szenarien: Die Abb. 29 bis 32 gestatten einen raschen Überblick über die Auswirkungen auf alle untersuchten Arten getrennt nach den vier Szenarien und angeordnet nach abnehmenden bzw. zunehmenden Habitatpotentialen.

An dieser Stelle ist ein weiterer Vergleich mit den Auswirkungen im gesamten Bundesgebiet von Interesse. Die Änderungen der Habitatpotentiale fallen bei den einzelnen Arten in jedem der vier Szenarien in Oberösterreich günstiger aus als in ganz Österreich. Mit Ausnahme von Szenario 1+ (Wilcoxon-Test für zwei verbundene Stichproben; $Z = -1,587$, $p = 0,112$) sind diese Unterschiede signifikant ($Z = -2,391$ bis $-2,724$, $p = 0,006$ bis $0,017$). Diese Vergleiche sind theoretisch problematisch, da die Potentialänderungen in Oberösterreich eine Teilmenge der auf ganz Österreich bezogenen darstellen. Da dieser Umstand jedoch eher zu geringen Unterschieden führen sollte (und somit keine „künstlich erhöhten“ Signifikanzen bewirken kann), werden die Test-Ergebnisse angenommen.

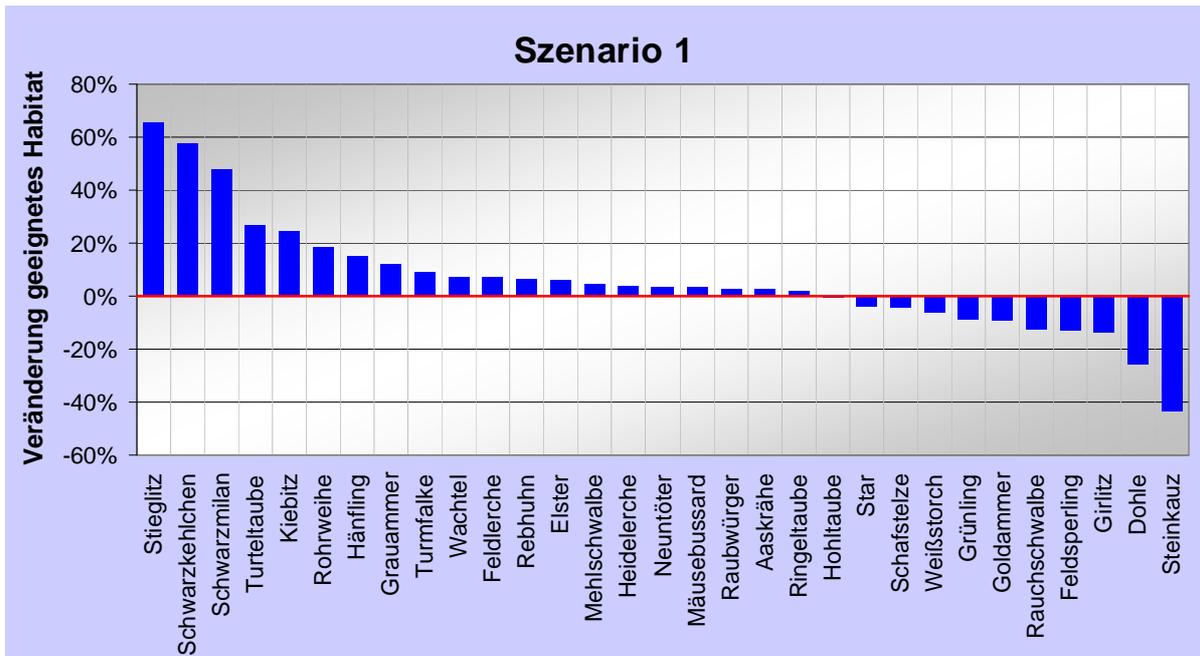


Abbildung 29: Auswirkungen von Szenario 1 auf das Ausmaß geeigneten Habitats der 31 untersuchten Vogelarten (sortiert nach Ausmaß der Abnahme).

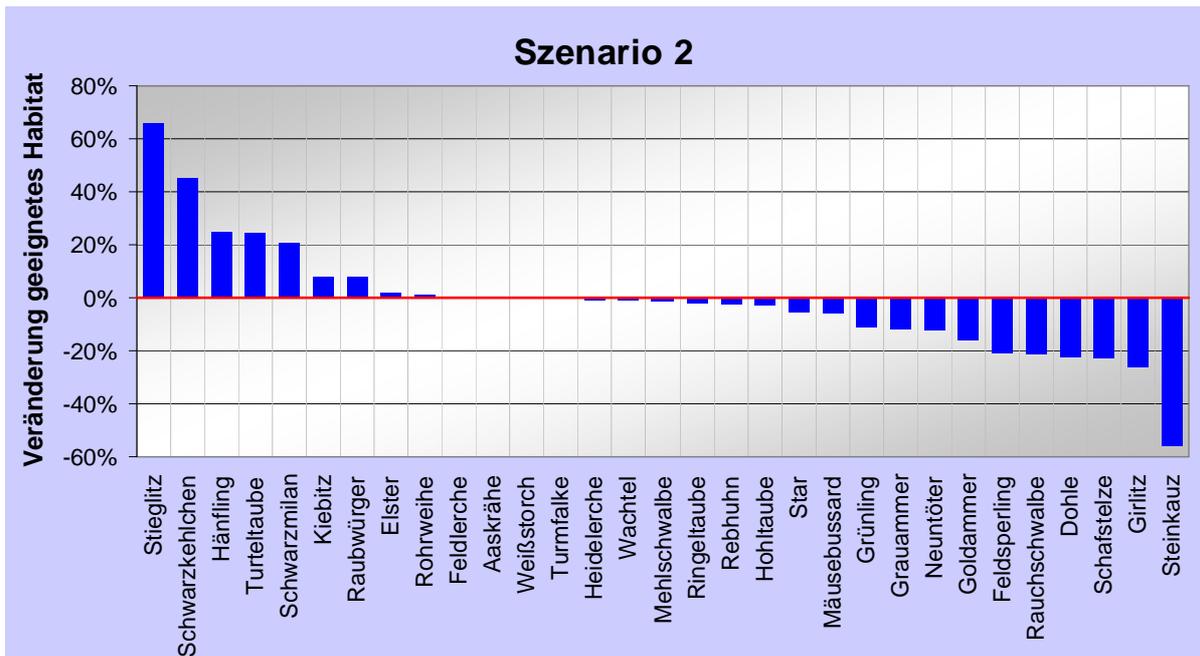


Abbildung 30: Auswirkungen von Szenario 2 auf das Ausmaß geeigneten Habitats der 31 untersuchten Vogelarten (sortiert nach Ausmaß der Abnahme).

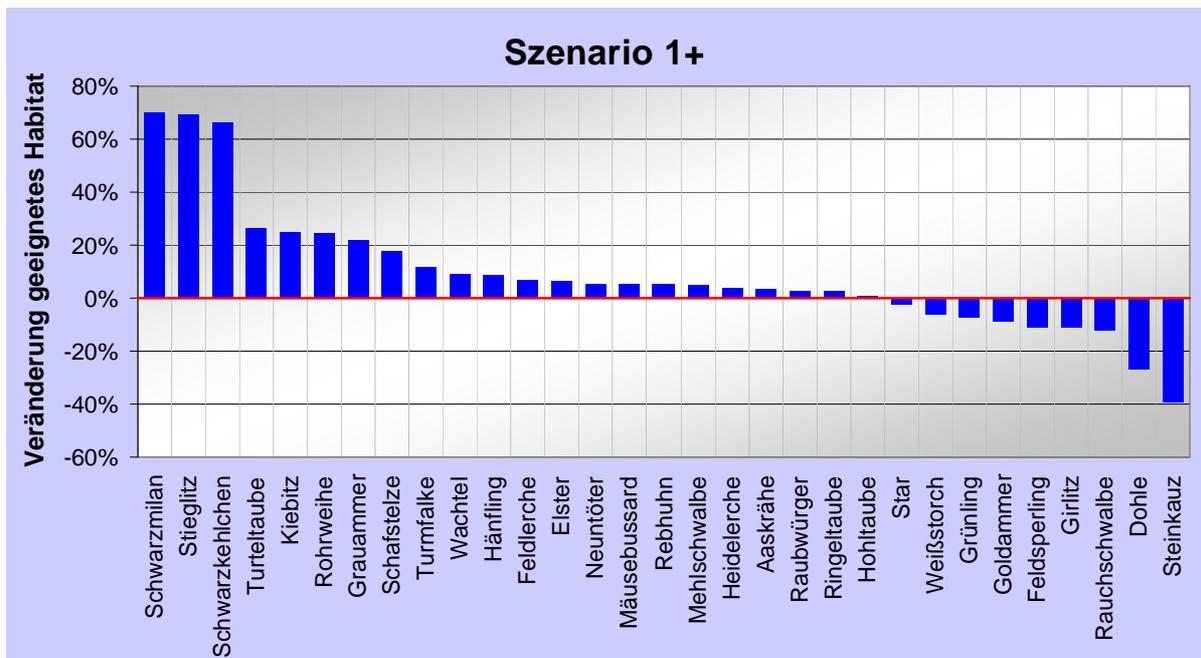


Abbildung 31: Auswirkungen von Szenario 1+ auf das Ausmaß geeigneten Habitats der 31 untersuchten Vogelarten (sortiert nach Ausmaß der Abnahme).

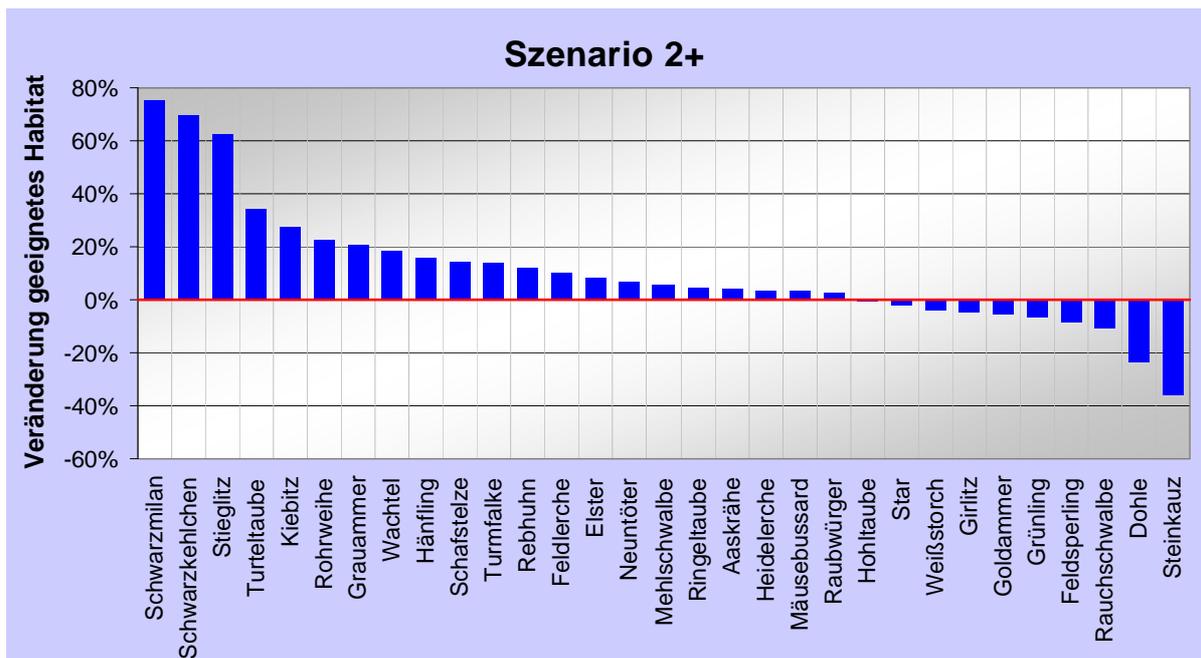


Abbildung 32: Auswirkungen von Szenario 2+ auf das Ausmaß geeigneten Habitats der 31 untersuchten Vogelarten (sortiert nach Ausmaß der Abnahme).

Auswirkungen auf Fokus-Arten

Steinkauz

Habitatmodell

Daten: Die in das Steinkauz-Modell eingehenden Daten beinhalten Nachweise aus Gebiets- und Arterhebungen sowie Streudaten in Ostösterreich, aber auch aus gezielten Erhebungen im Bezirk Perg aus den Jahren 2007–2009. Die Datenlage ist insbesondere für Ostösterreich eher dürftig, da für diese nachtaktive Art in den Jahren 2007–2009 keine gezielten Erhebungen durchgeführt wurden. In Summe konnten 40 verortete Datenpunkte verwendet werden; diese Stichprobe liegt weit über dem Minimum von 5–10 Punkten, mit denen MaxEnt gute Verbreitungsmodelle erstellen kann (z. B. PHILLIPS *et al.* 2006, HERNANDEZ *et al.*, 2006, PEARSON *et al.* 2007).

Modellgüte: MaxEnt erstellte für diese anspruchsvolle Art ein außerordentlich gutes Modell (Training-AUC: 0,999). Auch der Test-AUC liegt mit 0,951 weit über dem Zufallswert von 0,5; folglich sind alle (11) von MaxEnt durchgeführten (und auf unterschiedliche Schwellen bezogenen) Binomialtests (höchst) signifikant.

Relevante Variablen: Landwirtschaftliche Variablen tragen im MaxEnt-Habitatmodell mit 35 % am stärksten zur Erklärung der Verbreitung des Steinkauzes bei, Landbedeckung (u. a. Siedlungen, Wald) mit 28 % und Klima mit 25 %; auf Boden entfällt im Vergleich zu anderen Arten ein vergleichsweise hoher Anteil (9 %), auf Topografie nur 3 %. Die Sensitivität dieser Art gegenüber den Szenarien kann daran bemessen werden, dass Ackerkulturen in Summe 19 % der Erklärungsanteile einnehmen.

Die folgenden Abbildungen zeigen Zusammenhänge zwischen der Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Steinkauzes und einigen Habitatvariablen; dabei gelten die zuvor dargestellten Einschränkungen, dass diese letztlich räumliche Korrelationen darstellen (können) und ökologisch-funktionale Zusammenhänge insbesondere im durch die Abbildungen dargestellten Ausmaß nicht notwendigerweise widerspiegeln.

Steinkäuze kommen in Österreich in Gebieten mit nur kurz überdauernder Schneedecke (Abb. 33 a) und geringen Sommer-Niederschlägen (Abb. 33 b) vor; ersteres ist bei dieser im Brutgebiet überwinterten und von Mäusen lebenden Art von großer Relevanz für das Überleben der Bestände, letzteres ist in Zusammenhang mit dem schwerpunktmäßig südlichen Verbreitungsgebiet sowie vermutlich ausreichendem Bruterfolg aufgrund besserer Nahrungsverfügbarkeit (Großinsekten) zu sehen. Häufig bewohnen sie die Randgebiete ländlicher Siedlungen (Abb. 34 a) und kommen in Österreich fast ausschließlich in ebenem Gelände vor (Abb. 35 a); sie meiden Strassen (Abb. 34 b), die eine Quelle hoher Mortalität darstellen (Verkehrsoffer).

Der Ackerkulturen-Diversität kommt beim Steinkauz unter den untersuchten Arten (Oberösterreich) die größte Bedeutung zu (Abb. 35 b). Bereiche mit größeren zusammenhängenden Flächen an Extensivgrünland (Hutweiden, einmähdige Wiesen) sind günstig (Abb. 36 b), Intensivgrünland wird jedoch gemieden (Abb. 36 a). Brachen haben einen positiven Einfluss (Abb. 37 a), Raps (als hochwüchsige Kultur) einen negativen (Abb. 37 b).

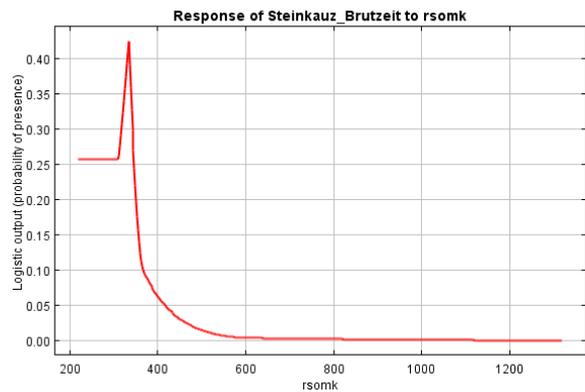
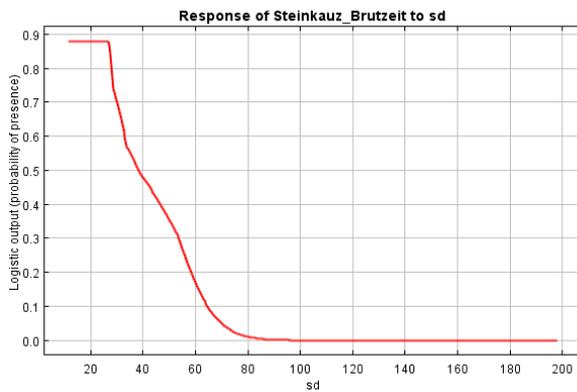


Abbildung 33 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Steinkauzes (den Eingangsdaten) und (a) der Anzahl an Tagen mit Schneedecke und (b) der Niederschlagssumme im Sommer. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

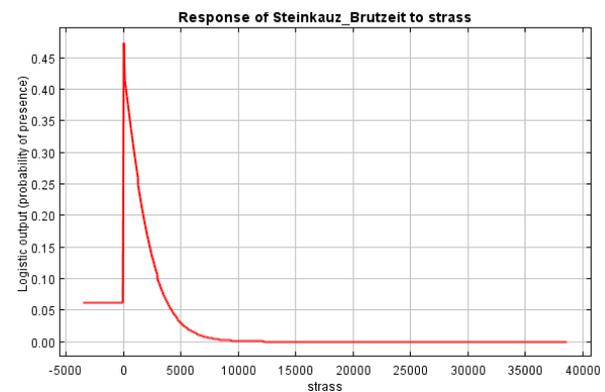
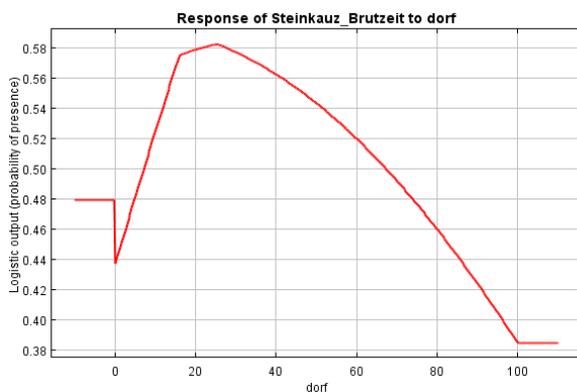


Abbildung 34 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Steinkauzes (den Eingangsdaten) und (a) der Fläche an ländlichen Siedlungen (CORINE) und (b) dem Einfluss von Strassen (die Einheiten sind ein Maß für die Fläche im Nahebereich von Strassen innerhalb von Rastern). Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

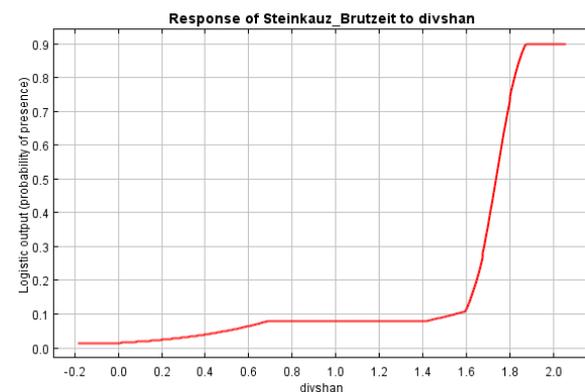
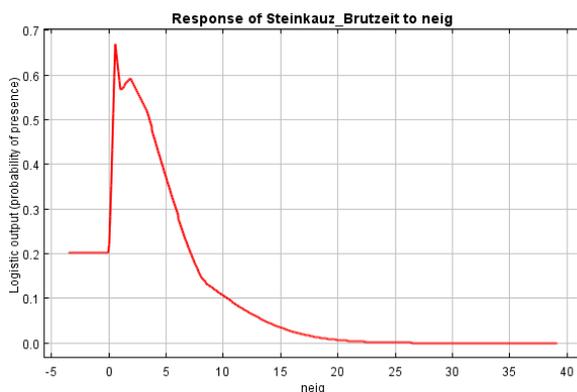


Abbildung 35 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Steinkauzes (den Eingangsdaten) und (a) der Geländeneigung und (b) der Diversität an unterschiedlichen Ackerkulturen in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

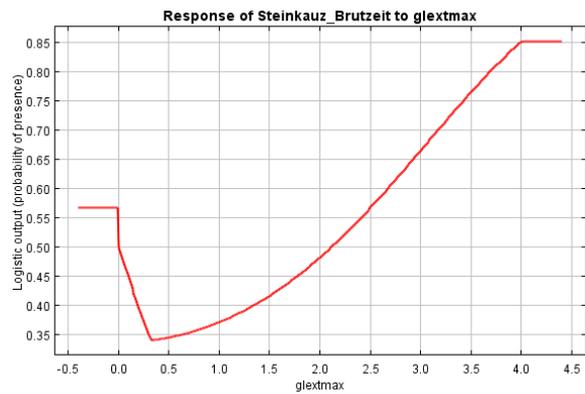
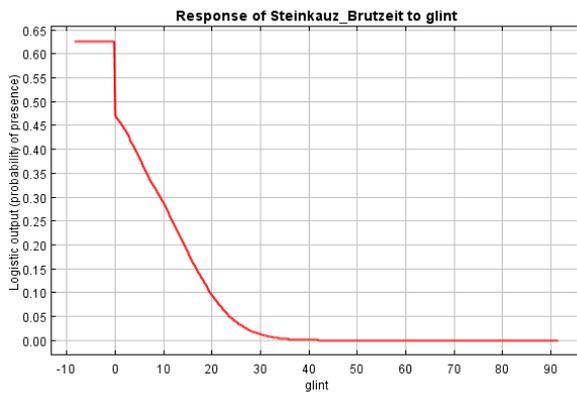


Abbildung 36 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Steinkauzes (den Eingangsdaten) und (a) der Fläche an Intensivgrünland in Rastern und (b) der größten zusammenhängenden Fläche an Extensivgrünland in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

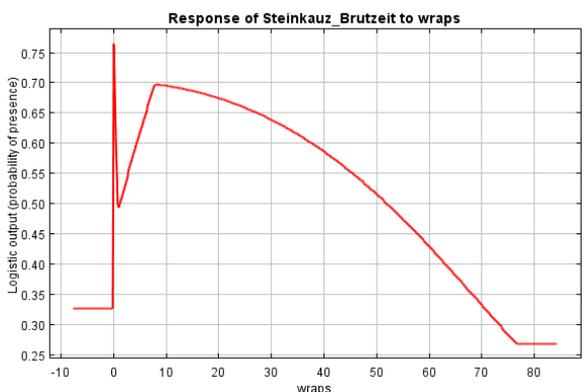
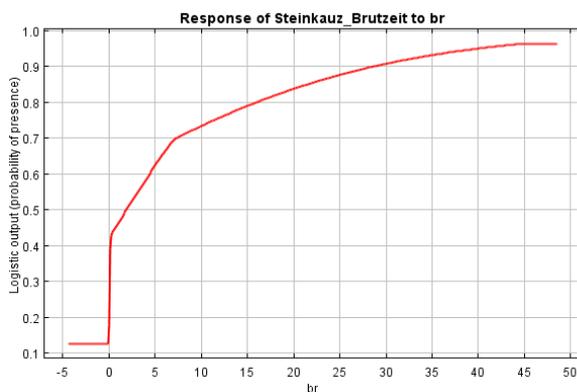


Abbildung 37 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Steinkauzes (den Eingangsdaten) und (a) der Brachenfläche und (b) der Rapsfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Habitatmodell für Österreich: Das Modell für die Verbreitung des Steinkauzes in Österreich gesamt (Abb. 38) zeichnet ein eher großzügiges, wenn auch sehr plausibles Bild des Habitatpotentials; dessen leichte Überschätzung ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass räumliche Daten zu kleinräumigen Habitatstrukturen, die letztlich über das Vorkommen entscheiden, nicht für die Modellierung verfügbar waren. Gut bekannte Vorkommensgebiete (z. B. nördliches Weinviertel, Seewinkel) werden jedoch korrekt dargestellt.

Habitatpotential in Oberösterreich

Das Habitatmodell bildet trotz Verwendung von Habitatdaten aus ganz Österreich die bekannten oberösterreichischen Vorkommen (Raum Perg, Machland) korrekt ab. Darüber hinaus werden potenzielle Habitate auch in deren Randbereichen vorausgesagt sowie weit verstreut niedrige (und punktuelle) geeignete Habitate in verschiedenen weiteren Bereichen (u. a. Innviertel, Traun-Enns-Riedelland). Es ist an dieser Stelle hervorzuheben, dass für das zweite aktuell bekannte Steinkauz-Schwerpunkt (Eferdinger Becken, vgl. Abb. 38), von dem keine Daten in das Modell gingen, durch MaxEnt eine Konzentration geeigneter Lebensräume vorausgesagt wird.

Steinkauz

Habitatmodell (MaxEnt)

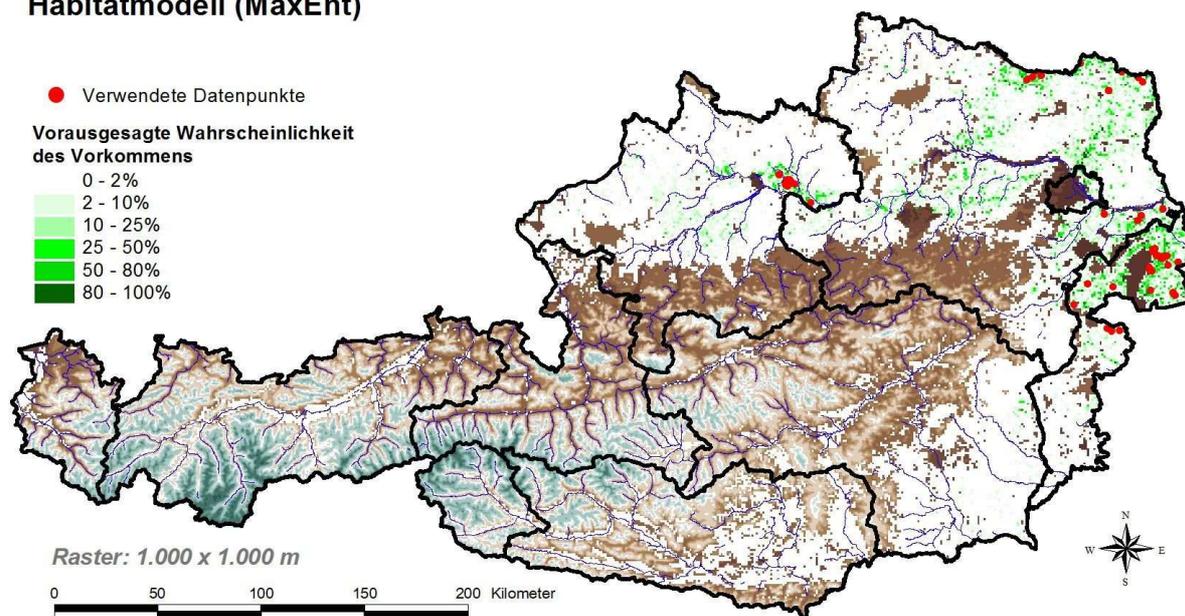


Abbildung 38: Verbreitungsmodell für den Steinkauz in Rastern mit Ackerflächen in Österreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008 und der dargestellten für die Modellierung verwendeten Datenpunkte. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Der oberösterreichische Steinkauz-Bestand beträgt derzeit (2011) 18–19 Reviere und war in den vergangenen drei Jahren stabil (A. SCHUSTER, schriftl. Mitt.)

In Tab. 10 sind die Summen des Habitatpotentials für jene Naturräume dargestellt, die zusammen mindestens 90 % des gesamten Habitatpotentials oder eine hohe relative Dichte des Habitatpotentials beinhalten; letztere wird ausgedrückt mittels eines „Präferenzwert“ (Jacobs’ preference index; JACOBS, 1974), der angibt, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über oder unter dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt. Auf den Naturraum „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“ entfallen 38 % des gesamten Habitatpotentials, dies betrifft im Wesentlichen die unmittelbar nordwestlich an das Machland anschließenden Bereiche im Bezirk Perg. An zweiter und dritter Stelle rangieren „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ (24 %) sowie „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald“ (16 %).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die Summen der Habitatpotentiale bei diesen beiden Naturräumen auf große Flächen verteilen, wo demnach nur mit verstreuten Einzelvorkommen und nicht mit von mehreren Paaren zusammenhängend besiedelten Bereichen zu rechnen wäre; diesem Aspekt wird durch den „Präferenzwert“ Rechnung getragen, der Werte zwischen -1 und $+1$ annehmen kann. Er ist im Falle des Naturraums „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ gering ($+0,33$) und im „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ sogar negativ ($-0,32$); dieser Aspekt wird auch in Abb. 39 klar ersichtlich. Im Gegensatz dazu hat das Machland (10 % Habitatpotential) den höchsten Präferenzwert ($+0,74$); einen Präferenzwert ($+0,54$) hat auch das Eferdinger Becken bei insgesamt nur 4 % Habitatpotential.

Steinkauz

Habitat­eignung (2008)

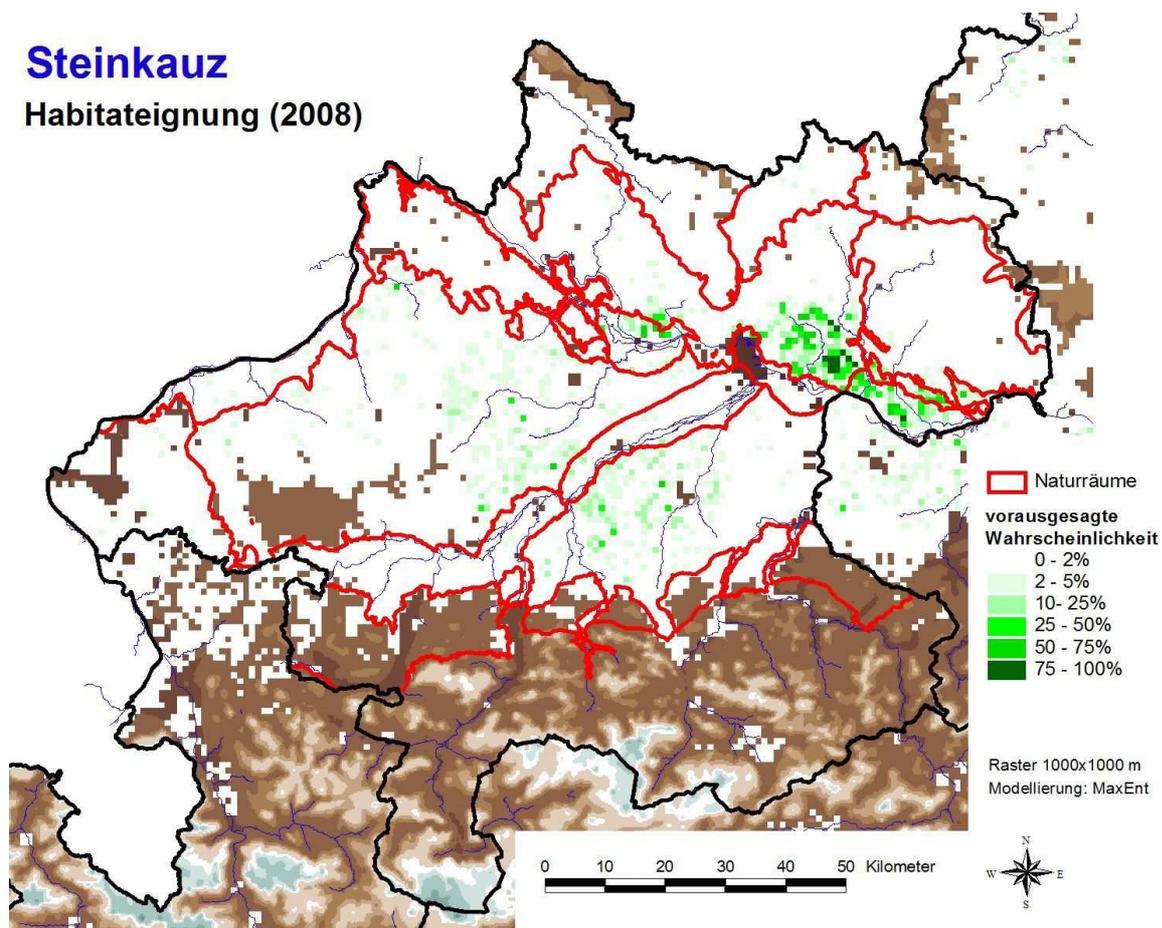


Abbildung 39: Verbreitungsmodell für den Steinkauz in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen),

Auswirkungen der Szenarien

Oberösterreich gesamt: In allen Szenarien wird für Österreich gesamt ein Rückgang zwischen 8 % und 32 % vorausgesagt; dasselbe gilt in Oberösterreich (für die auch in diesem Bundesland vom Aussterben bedrohte Art) in noch stärkerem Ausmaß (um 36 bis 56 %; Abb. 40). Sowohl in Österreich gesamt und Oberösterreich entfallen stärkere Abnahmen auf die Szenarien ohne Brachen-Mindestfläche (S1, S2); am stärksten fallen die Abnahmen bei Szenario S2 aus. Am günstigsten erscheint Szenario S2+ (mit Mindest-Brachenfläche), wobei die Unterschiede zu Szenario 1 und 1+ allerdings gering ausfallen.

Einfluss von Raps, Brachen und anderen Kulturen: Am Steinkauz sollen exemplarisch einige Aspekte der Einflüsse der Szenarien dargestellt und diskutiert werden. Abb. 40 b zeigt, dass Brachen in den relevanten Naturräumen (vgl. Tab. 10) um bis zu 720 ha abnehmen („Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“; Szenario S2) und in zwei Fällen (im selben Naturraum; Szenarien 1 und 2+) sogar um bis zu 330 ha zunehmen (vgl. Abb. 22 a).

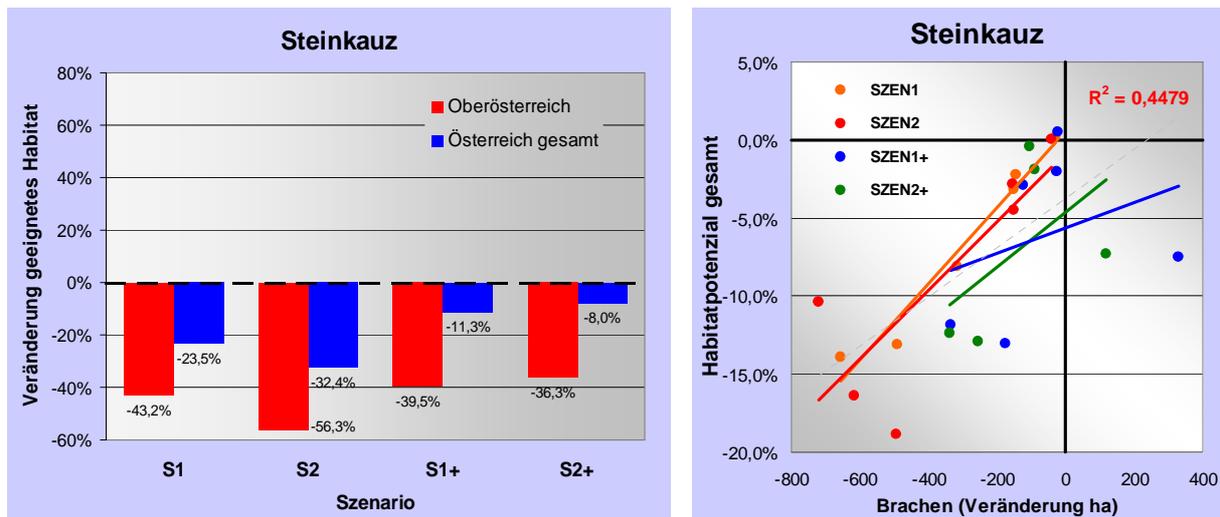


Abbildung 40 a und b: a) Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für den Steinkauz gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 4) in Oberösterreich und Österreich gesamt. b) Relativer Einfluss der Flächenveränderung von Brachen in den sechs relevantesten Naturräumen auf das Gesamt-Habitatpotential in Oberösterreich (vgl. Tab. 10) gemäß den vier Szenarien. Der niedrigste Punkt betrifft den Naturraum „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“ und Szenario S2; dieser Naturraum beinhaltet ca. 38 % des gesamten Habitatpotentials in Oberösterreich, eine 50 % Abnahme unter Szenario ergibt folglich eine Abnahme des Gesamt-Habitatpotentials in Oberösterreich um 19 %. Der dargestellte Erklärungsanteil (r^2) bezieht sich auf die Gesamtheit aller dargestellten Datenpunkte ($n = 64$).

Werden diese Flächenänderungen mit den Änderungen des Habitatpotentials in den betreffenden Naturräumen in Beziehung gebracht, zeigt sich, dass das Habitatpotential umso mehr abnimmt, je stärker Brachen abnehmen (Kendall's $\tau = +0,595$, $p < 0,0001$); dieser Zusammenhang ist noch enger, wenn nur die Szenarien mit Brachen-Mindestfläche (S1+, S2+) berücksichtigt werden (Kendall's $\tau = +0,636$, $p < 0,005$). In Abb. 40 b sind diese Potentialänderungen als Anteil des gesamten Habitatpotentials ausgedrückt, da die von MaxEnt berechneten Potentialwerte keine unmittelbar verständlichen Größen darstellen. Die starken Effekte auf das Gesamt-Habitatpotential des Steinkauz kommen v. a. in den beiden Naturräumen „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“ sowie „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ zustande, die zusammen etwa 62 % des Gesamt-Habitatpotentials beinhalten (Tab. 10).

Umgekehrt haben die Flächenänderungen bei Raps nur einen sehr geringen Einfluss (Kendall's $\tau = -0,225$, $p = 0,124$). Noch stärkeren Einfluss als die Brachenabnahme hat jedoch die Zunahme von Feldfutter (Kendall's $\tau = -0,659$, $p < 0,00001$); weitere signifikante Zusammenhänge bestehen zur Abnahme von Mais (Kendall's $\tau = +0,580$, $p < 0,0001$), Eiweißpflanzen (Kendall's $\tau = -0,478$, $p < 0,002$) und Ölfrüchten (Kendall's $\tau = -0,428$, $p < 0,005$).

Der Haupteffekt der Szenarien auf den Steinkauz geht also nur in sehr geringem Umfang von der Zunahme bei Raps aus, sondern wesentlich von der Abnahme von Brachen. Hinzu kommen in erheblichem Ausmaß Einflüsse anderer Ackerkulturen (insbesondere die Zunahme von Feldfutter und die Abnahme von Mais), deren Flächen sich in den betreffenden Naturräumen in den Szenarien ebenfalls in erheblichem Umfang verändern.

Diese Ergebnisse stimmen damit überein, dass Brachen im Habitatmodell für den Steinkauz einen mit 1,3 % zwar nicht sehr großen (positiven, vgl. Abb. 37 a), aber um mehr

als das Dreifache höheren Erklärungsbeitrag haben als der (negative, vgl. Abb. 37 b) von Raps (0,4 %); konsistent sind die dargestellten Zusammenhänge auch bezüglich Feldfutter (negativer Einfluss), Mais (positiv) und Ölfrüchten (negativ).

Die dargestellten Zusammenhänge bzw. Einflüsse auf den Steinkauz können wie folgt interpretiert werden: Brachen stellen Habitatelemente dar, die Gemeinsamkeiten mit extensivem Grünland (vgl. Abb. 36 b) aufweisen und in der Regel relativ hohe Dichten an Nagern aufweisen. Günstige Bedingungen für den Beuteerwerb (bis in die Zeit der Jungenaufzucht hinein?) bieten auch Maisfelder, da sie spät im Jahr angebaut werden. Im Gegensatz dazu ist Feldfutter (v. a. Wechselwiesen und Klee gras) aufgrund frühzeitig hoher (und z. T. wohl an Beutetieren armer) Pflanzenbestände als ungünstig anzusehen. Die Einflüsse der Szenarien auf die Habitatpotentiale des Steinkauzes betreffen demnach ausschließlich die Nahrungshabitate, da er in (von den Szenarien nicht betroffenen) Bauwerken und Baumhöhlen brütet.

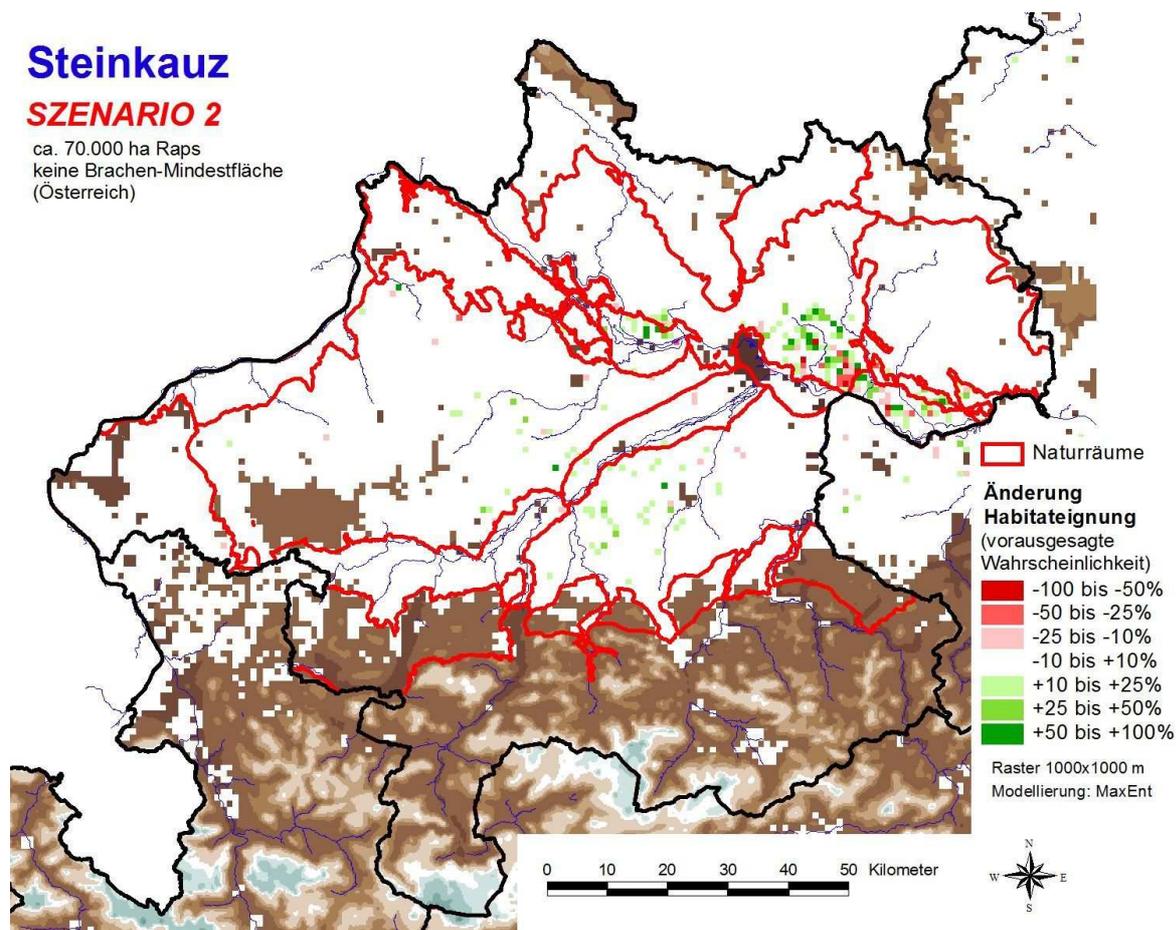


Abbildung 41: Raster mit Änderung der Habitateignung für den Steinkauz gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Geografische Differenzierung: Abb. 41 stellt dar, wie sich das ungünstigste Szenario 2 auf den Steinkauz in geografischer Hinsicht auswirkt. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass diese Darstellung die geografische Lage von *relativen* Änderungen der Habitateignung betrifft; aus ihr kann nicht auf das Gesamtausmaß der Änderung des gesamten geeigneten Habitats geschlossen werden. So scheint der Steinkauz unter Szenario 2 (stärkere Rapszunahme, keine Mindest-Brachenfläche) auf den ersten Blick sogar an Areal zu gewinnen, da in Abb. 41 die grünen Flächen überwiegen. Bei näherem

Hinsehen zeigt der Vergleich mit dem Habitatmodell (Abb. 39) jedoch, dass Abnahmen in derzeitigen Kernareal mit höchster Habitateignung (Talräume nordwestlich des Machlands) vorausgesagt werden, wo relative Änderungen große Auswirkungen auf das Gesamtausmaß geeigneten Habitats haben, während die dargestellten relativen Zunahmen nur die vergleichsweise unbedeutenden hügeligen Randbereiche des derzeitigen Areals betreffen.

In Abb. 42 ist hingegen zu erkennen, dass unter dem (relativ günstigsten) Szenario 2+ (gleiche Raps-Zunahme, jedoch Beibehaltung einer Mindest-Brachenfläche) die relativen Abnahmen in den Kerngebieten schwächer ausfallen, woraus insgesamt eine geringere Abnahme des gesamten Habitatpotentials resultiert (vgl. Abb. 40).

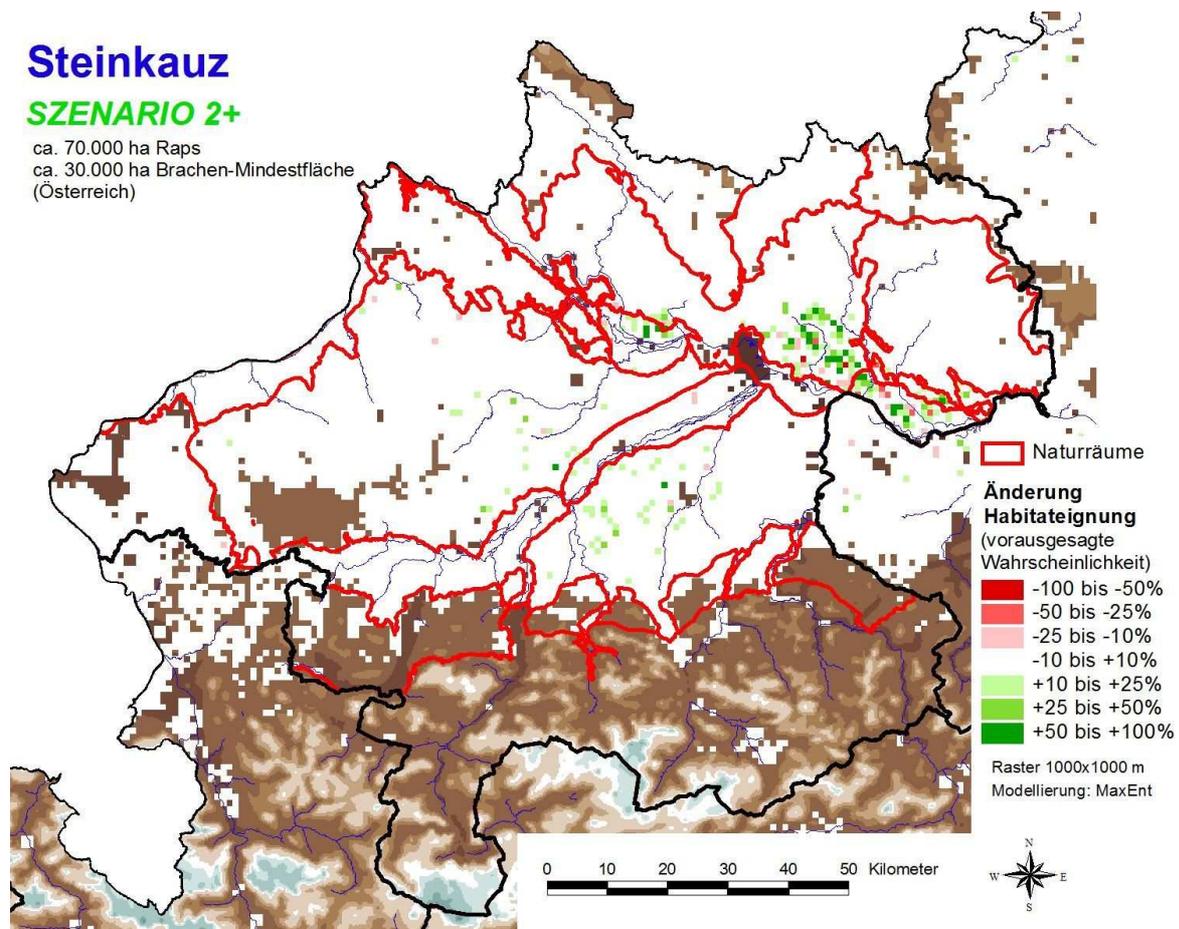


Abbildung 42: Raster mit Änderung der Habitateignung für den Steinkauz gemäß Szenario 2+. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

In Tab.10 wird eine Bilanzierung der Habitatänderungen in den Naturräumen vorgenommen. Sie ist auf jene Naturräume beschränkt, die zusammen mindestens 90 % des gesamten Habitatpotentials beinhalten oder überdurchschnittliche Dichten geeigneten Habitats aufweisen. Auch diese Darstellung ist zu entnehmen, dass sich die Szenarien mit stärkerer Raps-Zunahme (S2, S2+) stärker negativ auswirken und dass bei einem paarweisen Vergleich die Abnahmen unter den Szenarien ohne Brachen-Mindestfläche (S1, S2) deutlich stärker ausfallen. Die stärksten relativen Abnahmen werden für die Naturräume „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ und „Eferdinger Becken“ vorausgesagt.

Table 10: Bilanzierung des Habitatpotentials für den Steinkauz gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 4) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	*	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	37,8%	*	0,56	-34,8%	-31,4%	-49,9%	-32,8%
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	24,3%	*	0,33	-57,2%	-53,6%	-67,5%	-53,2%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	16,2%	*	-0,32	-49,9%	-46,2%	-63,9%	-44,8%
Machland	10,1%	*	0,74	-31,7%	-28,7%	-44,5%	-4,1%
Eferdinger Becken	4,2%	*	0,54	-52,5%	-49%	-67%	-45,5%
Linzer Feld	1,2%		0,55	+14,9%	+41,2%	+2,4%	+67,5%

Kiebitz

Habitatmodell

Daten: Die Kiebitzdaten stammen überwiegend aus dem Monitoring, aber auch aus Gebietserhebungen (v. a. Nordburgenland). Die Daten aus dem Monitoring können zu einem gewissen Grad noch von späten Durchzüglern verzerrt sein; aus diesem Grund wurden nur Nachweise berücksichtigt, die vom selben Erhebungspunkt aus mehreren Jahren vorliegen; damit konnten die Verbreitungsmodelle wesentlich verbessert werden. In Summe konnten 131 verortete Datenpunkte verwendet werden.

Modellgüte: MaxEnt erstellte auch für diese Art ein außerordentlich gutes Modell (Training-AUC: 0,987). Auch der Test-AUC liegt mit 0,883 weit über dem Zufallswert von 0,5; alle (11) von MaxEnt durchgeführten (und auf unterschiedliche Schwellen bezogenen) Binomialtests sind höchst signifikant.

Relevante Variablen: Für den Kiebitz spielen topografische Variablen mit in Summe 34 % Erklärungsanteil im MaxEnt-Habitatmodell die größte Rolle; landwirtschaftliche Variablen (25 %) und Landbedeckung (24 %) tragen ebenfalls stark bei, Klima immerhin zu 12 %. Auf Boden entfallen nur noch 6 %. Die durch die Szenarien betroffenen Ackerkulturen absorbieren in Summe 12 % der Erklärungsanteile.

Allein 25 % der Erklärungsanteile im MaxEnt-Habitatmodell für den Kiebitz entfällt auf (geringe) Geländeneigung (Abb. 43 a); ländliche Siedlungen (Abb. 44) und Wald (Abb. 44 b) werden gemieden. Nähe zu Fließgewässern hat einen positiven Einfluss (Abb. 45 b), ebenso Böden mit einem Mindestausmaß an Wasserversorgung (Abb. 43 b) sowie das Vorhandensein von Extensivgrünland (Abb. 45 a). Brachen erhöhen die Habitatqualität (Abb. 46 a), Raps (als hochwüchsige Kultur) verringert sie (Abb. 46 b).

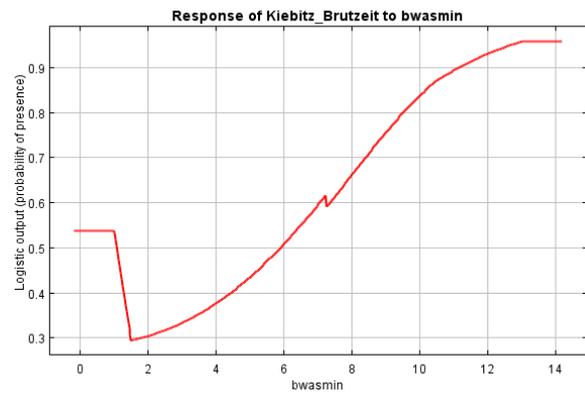
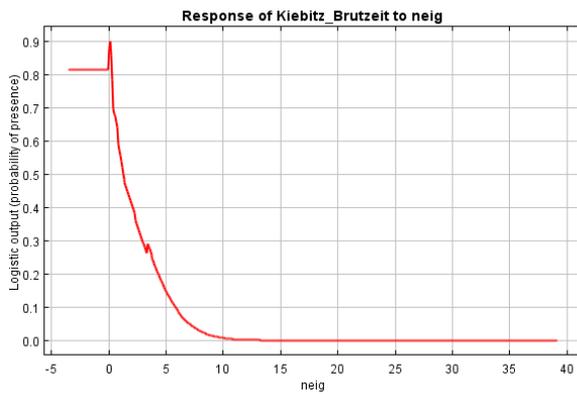


Abbildung 43 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Kiebitzes (den Eingangsdaten) und (a) der mittleren Geländeneigung und (b) der Mindest-Bodenfeuchte in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

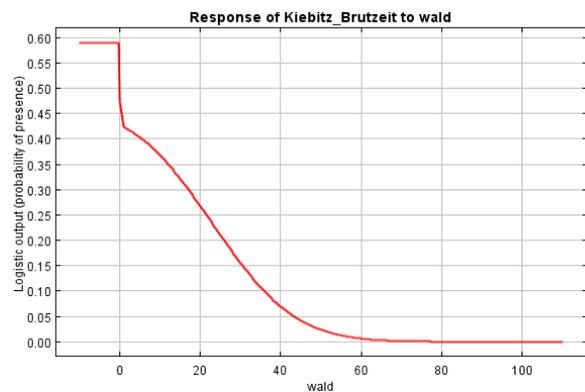
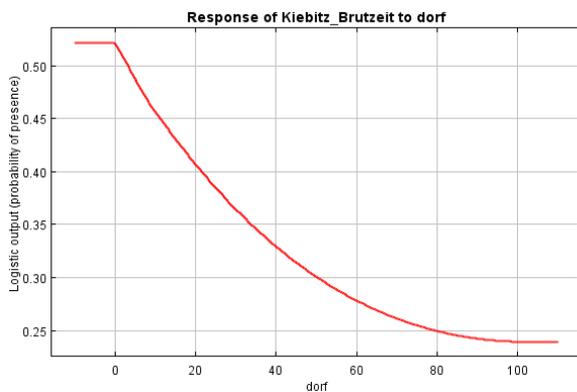


Abbildung 44 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Kiebitzes (den Eingangsdaten) und (a) der Fläche an ländlichen Siedlungen und (b) der Waldfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

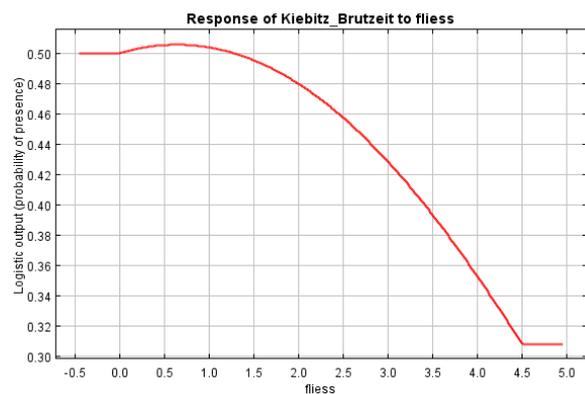
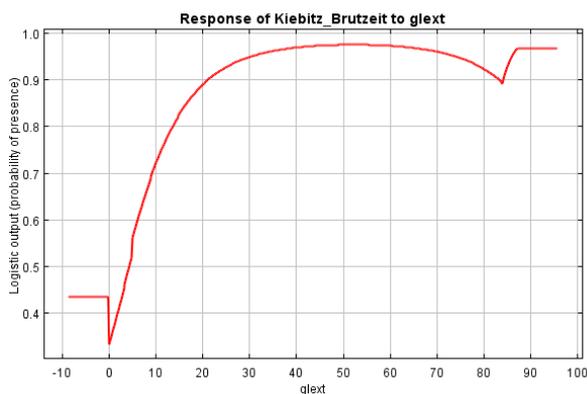


Abbildung 45 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Kiebitzes (den Eingangsdaten) und (a) der Fläche an Extensivgrünland und (b) dem räumlichen Einfluss von Fließgewässern in Rastern (genau genommen die Fläche im Nahebereich von Fließgewässern). Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

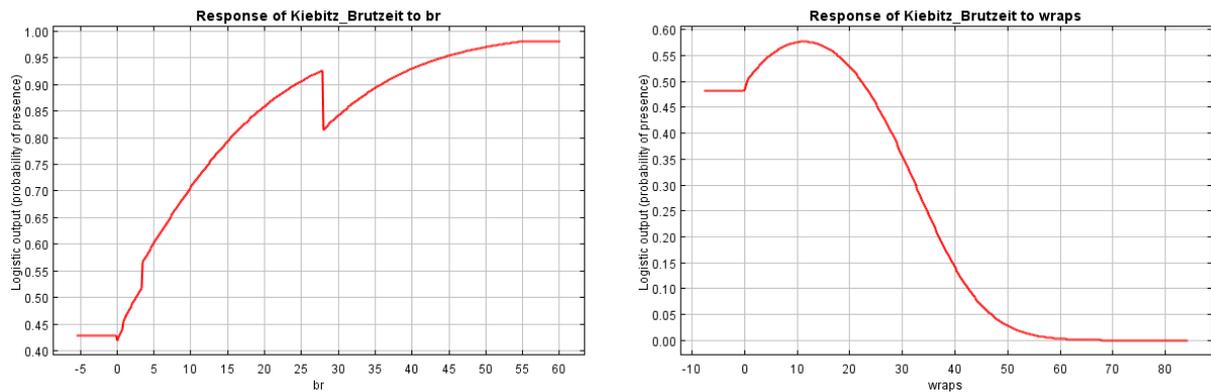


Abbildung 46 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Kiebitzes (den Eingangsdaten) und (a) der Brachenfläche und (b) der Rapsfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Habitatmodell für Österreich: Insbesondere beim Verbreitungs-Modell für den Kiebitz (Abb. 47) ist zu berücksichtigen, dass es sich um eine Darstellung des Habitatpotentials handelt, das z. B. auch die Möglichkeit temporärer Ansiedlungen mit einschließt, weil die Verhältnisse zur Ankunftszeit im Frühjahr in einem bestimmten Jahr (z. B. leicht überstaute Flächen) über eine (spontane) Ansiedlung entscheiden.

Kiebitz

Habitatmodell (MaxEnt)

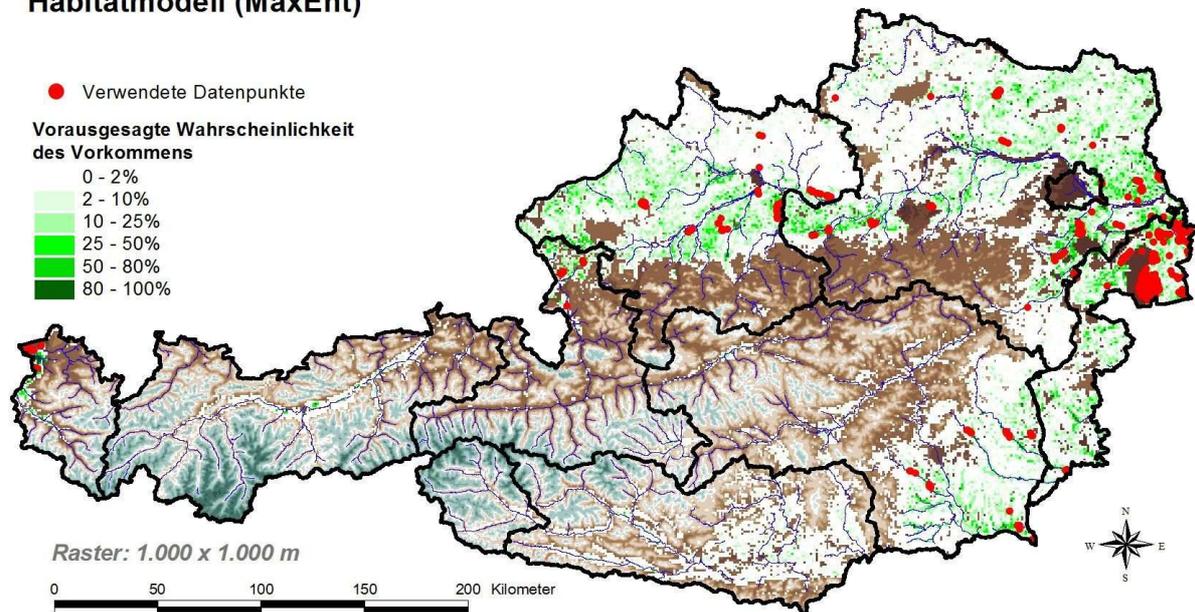


Abbildung 47: Verbreitungsmodell für den Kiebitz in Rastern mit Ackerflächen in Österreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008 und der dargestellten für die Modellierung verwendeten Datenpunkte. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Habitatpotential in Oberösterreich

Geeignetes Habitat für den Kiebitz wird in Oberösterreich (Abb. 47) konzentriert im Unteren Enns- und Steyrtal vorausgesagt, aber auch im Traun-Enns-Riedelland, im Eferdinger Becken, im Südinntal, im Mattigtal, Inntal, Machland, im Unteren Trauntal und in Teilen des Inn- und Hausrückviertels. In der Böhmischer Masse ist das Habitatpotential erwartungsgemäß sehr gering, ebenso im Voralpenbereich.

In Tab. 11 werden die Summen der Kiebitz-Habitatpotentiale für die zusammengefassten Naturräume dargestellt. Da diese auch „diffuse“ Potentiale summarisch berücksichtigen, können Naturräume mit bereichsweise hohen Dichten bei Arten, die wie der Kiebitz zu Konzentrationen neigen, in dieser Darstellung unterbewertet sein; dies trifft insbesondere auf das Eferdinger Becken (über 3 % des Gesamt-Habitatpotentials), aber auch auf das Linzer Feld (1%) und das Machland (über 2%) zu. Sowohl ein hohes Gesamtpotential als auch die höchsten Potentialdichten hat der Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“.

Kiebitz

Habitat-eignung (2008)

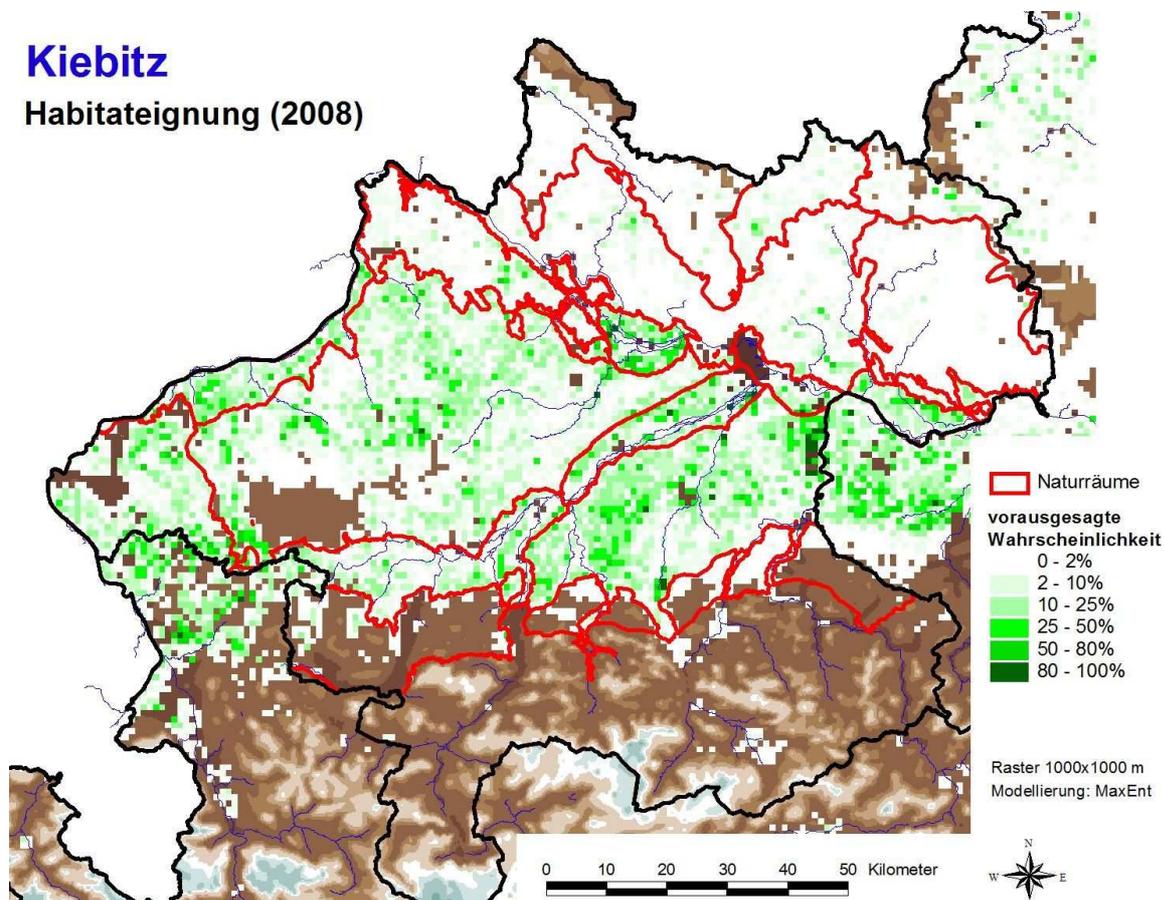


Abbildung 48: Verbreitungsmodell für den Kiebitz in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Auswirkungen der Szenarien

Oberösterreich gesamt: In allen Szenarien wird eine deutliche Zunahme des Kiebitzes für Österreich um 12 % bis 26 % vorausgesagt; dasselbe trifft in tendenziell noch stärkerem Ausmaß in Oberösterreich für diese hier nahezu gefährdete Art zu (Abb. 49). Deutlich

ungünstiger fallen die Ergebnisse lediglich in Szenario 2 (stärkere Raps-Zunahme, keine Brachen-Mindestfläche) aus.

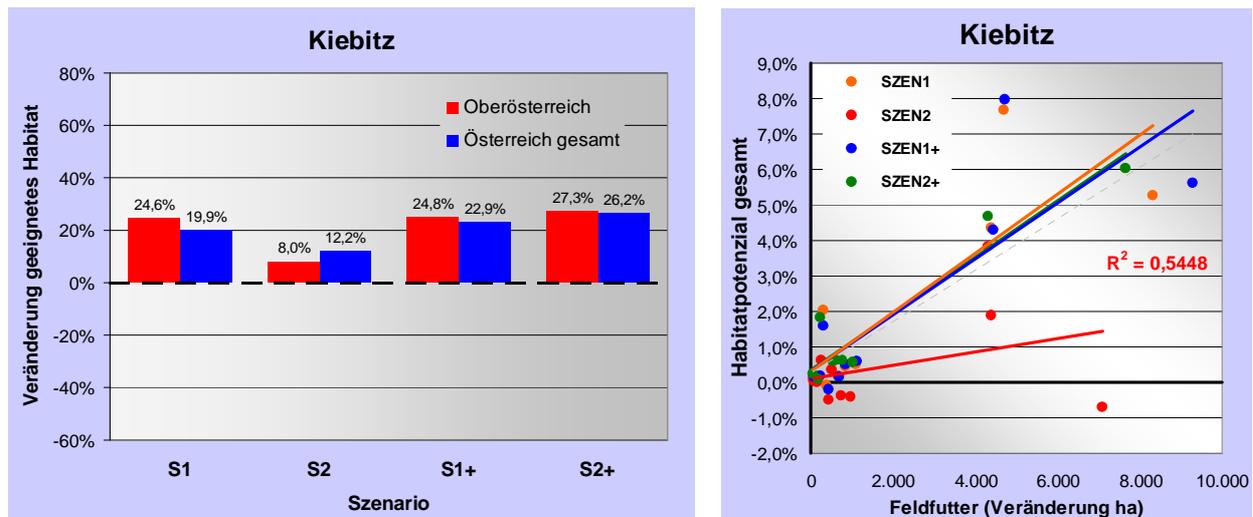


Abbildung 49 a und b: a) Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für den Kiebitz gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 4) in Oberösterreich und Österreich gesamt. b) Relativer Einfluss der Flächenveränderung von Feldfutter in den relevantesten Naturräumen auf das Gesamt-Habitatpotential in Oberösterreich (vgl. Tab. 11). Der dargestellte Erklärungsanteil (r^2) bezieht sich auf die Gesamtheit aller dargestellten Datenpunkte ($n = 64$). Weitere Erklärungen s. Text.

Einfluss von Raps, Brachen und anderen Kulturen: Auf die Einflüsse der unterschiedlichen Flächenveränderungen bei Ackerkulturen beim Kiebitz soll nur kurz eingegangen werden. Abb. 49 b zeigt, dass diese Art in den meisten Naturräumen in etwa konstant bleibt. Das Habitatpotential vergrößert sich aber dort, wo Feldfutter stark zunimmt (Kendall's $\tau = +0,410$, $p < 0,0005$), aber auch wo Eiweißfrüchte (Bohnen und Erbsen; $\tau = +0,359$, $p = 0,001$) sowie Ölfrüchte (v. a. Soja; $\tau = +0,259$, $p = 0,019$) zunehmen und v. a. wo Getreide abnimmt ($\tau = -0,513$, $p < 0,0005$).

Dies kann so interpretiert werden, dass Kiebitze durch spät angebaute Eiweißfrüchte (inkl. Soja) begünstigt werden, aber auch durch häufig geerntetes Feldfutter, wobei alle diese Kulturen viel offenen Boden oder kurze Vegetation bieten. Diese Verbesserung der Bedingungen fällt nur bei Szenario S2 schwächer aus (vgl. Abb. 49 a und b). Die Flächenänderungen bei Raps ($\tau = -0,126$, $p = 0,255$) und insbesondere Brachen ($\tau = -0,028$, $p = 0,798$) haben offenbar keinen Einfluss. Die Szenarien haben also auf den Kiebitz offenbar ausschließlich indirekte Einflüsse.

Verantwortlich für die Gesamtzunahme des Habitatpotentials sind in erster Linie die Entwicklungen im Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, auf die 63 % des gesamten Habitatpotential entfällt und wo z. B. Feldfutter unter Szenario S2 um über 12.000 ha zunimmt.

Geografische Differenzierung: Abb. 50 stellt dar, wie sich das (relativ) ungünstigste Szenario 2 auf den Kiebitz in geografischer Hinsicht auswirkt (die Lage von relativen Potential-Änderungen). Optisch scheinen Abnahmen zu überwiegen, etwa die Naturräume „Inntal“, „Südinntal Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ und „Unteres Trauntal“.

Kiebitz

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

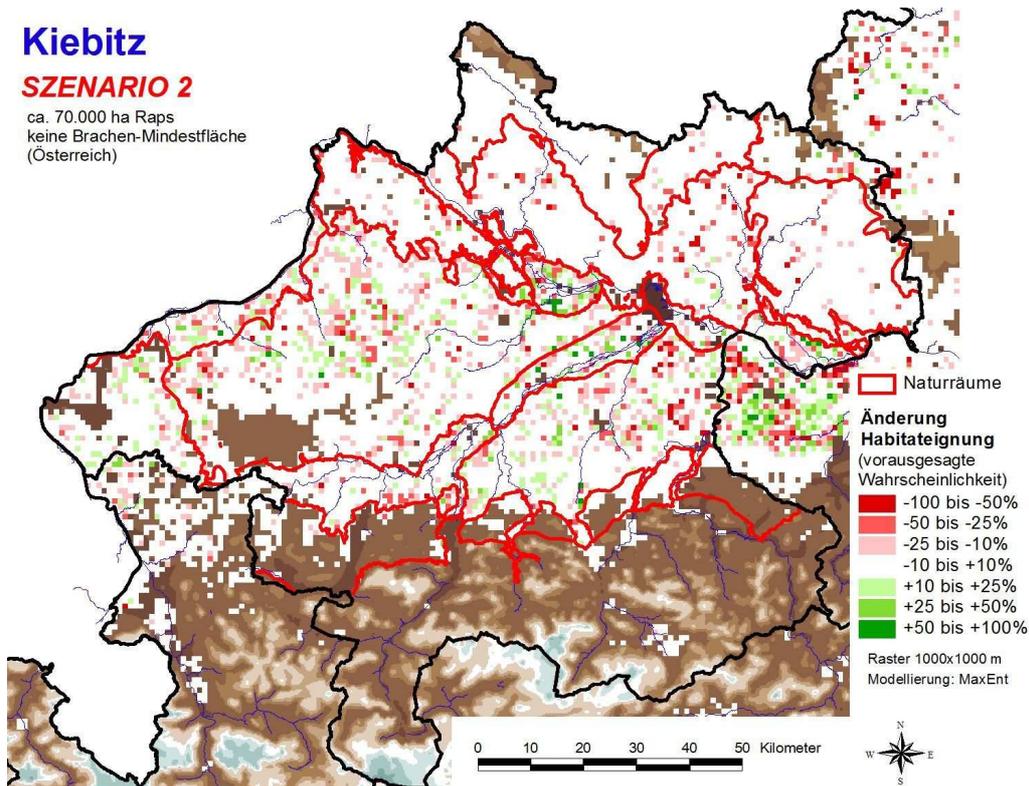


Abbildung 50: Raster mit Änderung der Habitataignung für den Kiebitz gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Kiebitz

SZENARIO 2+

ca. 70.000 ha Raps
ca. 30.000 ha Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

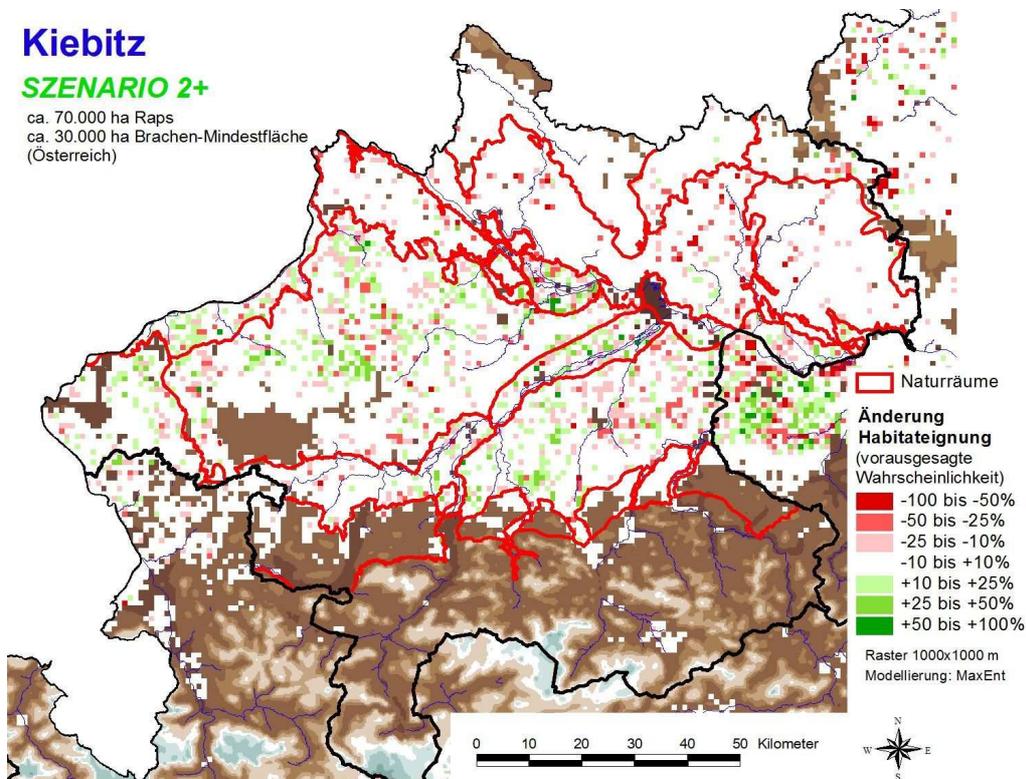


Abbildung 51: Raster mit Änderung der Habitataignung für den Kiebitz gemäß Szenario 2+. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Ein Vergleich mit Tab. 11 zeigt jedoch, dass auf diese Naturräume entweder nur ein geringer Anteil des gesamten Habitatpotentials entfällt (z. B. Unteres Trauntal 4 %, Inntal < 5 %) oder unterdurchschnittliche Dichten zutreffen (Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal). Für den Naturraum mit dem größten Gesamtpotential (39 %) und der höchsten Potentialdichte („Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ werden jedoch selbst unter Szenario S2 deutliche Zunahmen vorausgesagt. Ähnliches trifft auf „Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen“ zu (7 % Habitatpotential). Sehr starke relative Zunahmen sind (von niedrigem Niveau aus) im zentralen Mühlviertel in allen Szenarien zu erwarten.

Tabelle 11: Bilanzierung des Habitatpotentials für den Kiebitz gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+	
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	39,2%	*	0,60	+19,6%	+20,4%	+4,8%	+21,1%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	23,5%	*	-0,10	+22,4%	+23,9%	-3,1%	+25,6%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	7,1%	*	0,32	+28,6%	+22,2%	+8,8%	+25,8%
Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	6,2%	*	0,16	+8,2%	+9,5%	-6,6%	+9,1%
Inntal	4,6%	*	0,24	+9,5%	+10,8%	-8,6%	+13,6%
Unteres Trauntal	3,9%	*	0,36	-2%	-5,3%	-12,9%	+14,9%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	3,5%	*	-0,65	+124,9%	+123,1%	+109,8%	+134,4%
Eferdinger Becken	3,4%	*	0,46	+1,3%	+5,5%	+0,1%	+2,4%
Machland	2,1%		0,14	+7,9%	+6,6%	+17%	+29,3%
Linzer Feld	0,9%		0,45	+10,5%	+14,6%	+3%	+24,5%

Feldlerche

Habitatmodell

Für die Modellierung der Feldlerche wurden ausschließlich Daten aus dem BirdLife--Monitoring 2007–2009 verwendet, die sich aufgrund systematischer Erhebungen am besten für Modellierungen eignen. In Summe konnten 297 verortete Datenpunkte verwendet werden.

Modellgüte: MaxEnt erstellte ein außerordentlich gutes Modell (Training-AUC: 0,954). Der Test-AUC liegt mit 0,854 weit über dem Zufallswert von 0,5, alle (11) von MaxEnt durchgeführten und alle Binomialtests sind höchst signifikant.

Relevante Variablen: Bei der Feldlerche als „Generalist“ innerhalb des Ackerlandes tragen landwirtschaftliche Variablen im MaxEnt-Habitatmodell mit 35 % zwar stark, aber erwartungsgemäß weniger zur Erklärung der Verbreitung bei als das Klima (50 %). Auf Landbedeckung (u. a. Siedlungen, Wald) entfallen 18 %, und auf Topografie 4 % und auf Boden 3 %. Ackerkulturen (als Gegenstand der Szenarien) nehmen in Summe 12 % der Erklärungsanteile ein.

Als stärkste Variable mit je 22 % und 12 % Erklärungsanteil scheinen die Niederschlagssumme im Sommer (Abb. 52 a) und die Januar-temperatur (Abb. 52 b) auf, die einerseits den Besiedlungszeitpunkt im Frühjahr und andererseits den Bruterfolg beeinflussen. Von diesem ausgesprochenen Vogel des Offenlandes werden Wald (Abb. 53 a) sowie Siedlungen (Abb. 53 b) gemieden und ebene Bereiche bevorzugt (Abb. 55 b). Er besiedelt bevorzugt relativ produktive Böden (Abb. 54 a), die Getreideanbau (Abb. 54 b) ermöglichen. Ein gewisser Anteil an Extensivgrünland begünstigt die Art (Abb. 55 a), Bereiche mit höheren Flächenanteilen werden jedoch gemieden (Abb. 55 b).

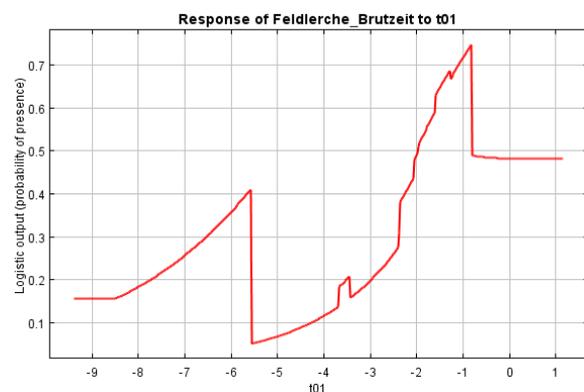
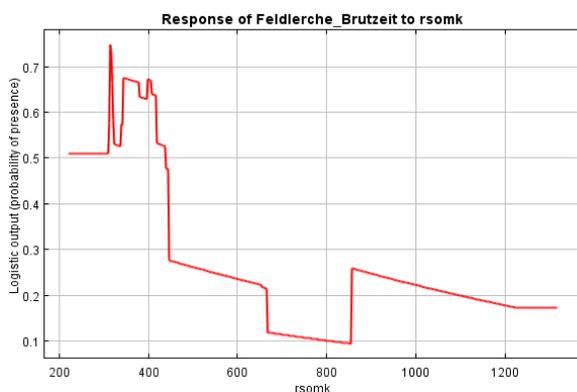


Abbildung 52 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Feldlerche (den Eingangsdaten) und (a) der Niederschlagssumme im Sommer und (b) der Januar-Temperaturmittel in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

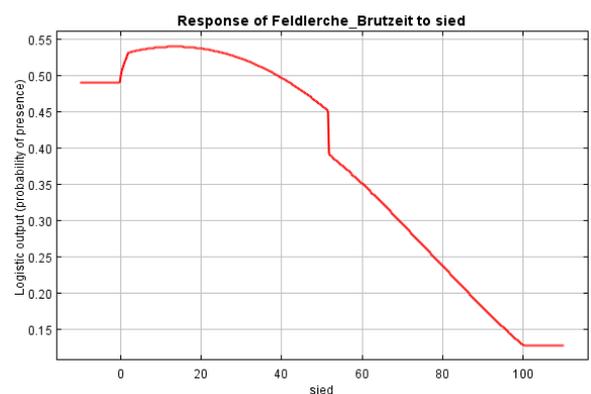


Abbildung 53 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Feldlerche (den Eingangsdaten) und (a) der Waldfläche und (b) Siedlungsfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

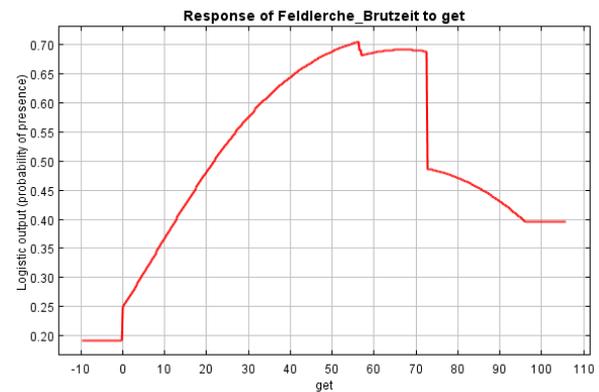
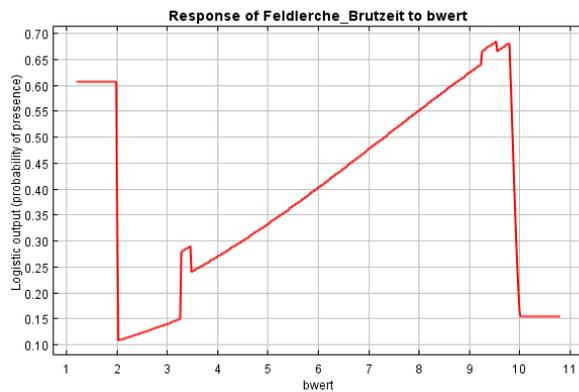


Abbildung 54 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Feldlerche (den Eingangsdaten) und (a) der mittleren Bodengüte und (b) der Getreidefläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

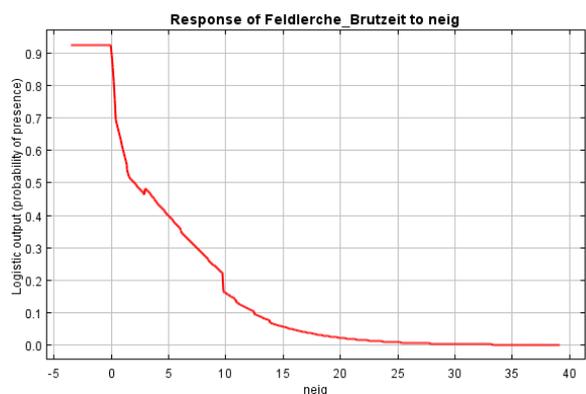
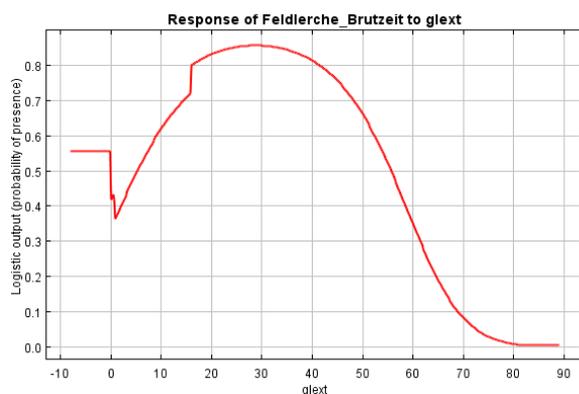


Abbildung 55 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Feldlerche (den Eingangsdaten) und (a) der Fläche an Extensivgrünland und (b) der Geländeneigung in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Habitatmodell für Österreich: Das Verbreitungs-Modell für die Feldlerche (Abb. 56) zeigt erwartungsgemäß Konzentrationen in Gebieten mit hohem Anteil an Getreide sowie offener, ebener Landschaft (z. B. Marchfeld, südliches Wiener Becken, Nordburgenland). Eine nur dünne Besiedlung ist charakteristisch für waldreiche Gebiete (z. B. höher gelegene Teile der Böhmisches Masse, Alpentäler) sowie die Maisanbauggebiete im Südburgenland und der Südost-Steiermark.

Habitatpotential in Oberösterreich

Das Verbreitungsmodell für die Feldlerche zeigt ein sehr plausibles, stimmiges Bild, das regionale Dichteunterschiede dieses grundsätzlich sehr häufigen Ackervogels auch in Oberösterreich gut wiedergibt (Abb. 57).

Geeignetes Habitat für die Feldlerche wird in Oberösterreich konzentriert im Unteren Enns- und Steyrtal, im Traun-Enns-Riedelland, im Eferdinger Becken, in Teilen des Inn- und Hausruckviertels, im Südinntal Seengebiet, im Vöckla- und Agertal, auf der Neunkirchner Platte, im Inntal und den südlichen Randlagen des Mühlviertels vorausgesagt. In den höheren Lagen der Böhmisches Masse ist das Habitatpotential erwartungsgemäß gering, ebenso im Voralpenbereich.

Feldlerche

Habitatmodell (MaxEnt)

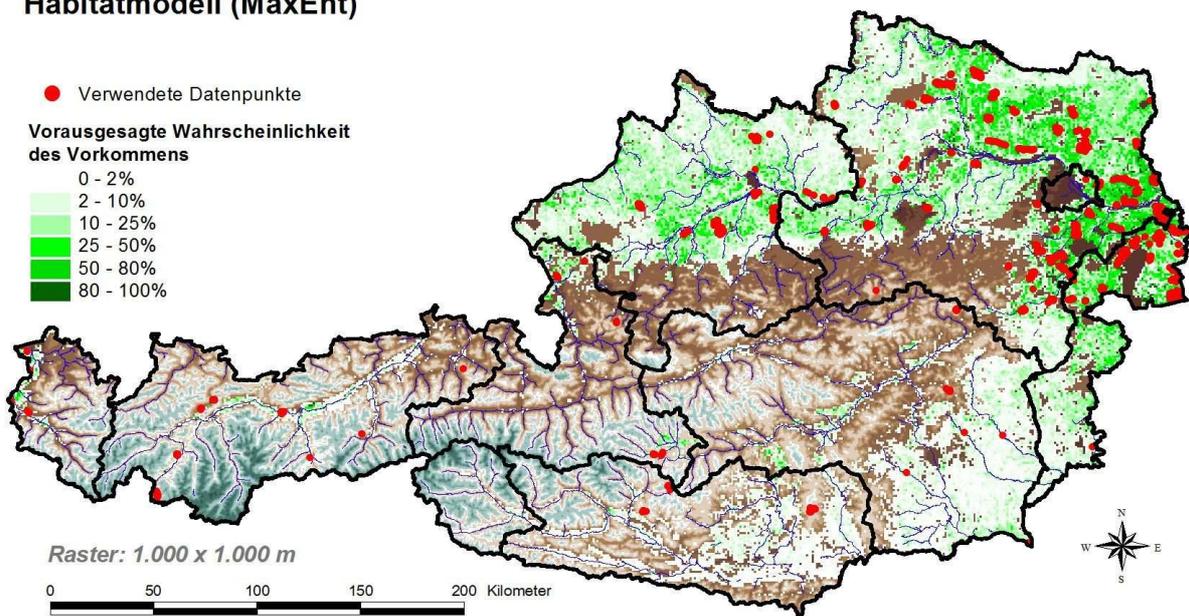


Abbildung 56: Verbreitungsmodell für die Feldlerche in Rastern mit Ackerflächen in Österreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008 und der dargestellten für die Modellierung verwendeten Datenpunkte. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Tab.12 enthält die Summen der Feldlerchen-Habitatpotentiale nach Naturräumen. Sowohl das größte Gesamtpotential als auch die höchsten Potentialdichten (Präferenzwert +0,48) entfallen auf den Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“. Relativ hohe Potentialdichten betreffen auch das Eferdinger Becken und das Linzer Feld.

Auswirkungen der Szenarien

Oberösterreich gesamt: Mit Ausnahme von Szenario 2 (Abnahme um ca. 2 %) sagen die Habitatmodelle eine leichte Zunahme der Feldlerche für Österreich um 2 % bis 6 % voraus; in Oberösterreich fallen ähnliche Prognosen für diese hier nahezu gefährdete Art noch deutlicher aus (Abb. 58): selbst unter Szenario S2 (keine Brachen-Mindestfläche) ist mit einem neutralen Ergebnis zu rechnen, und unter den anderen Szenarien mit Zunahmen zwischen 6 bis 11 %. Am günstigsten sind die Voraussagen für Szenario 2+ (mit Brachen-Mindestfläche).

Einfluss von Raps, Brachen und anderen Kulturen: Auf das in den Szenarien (mit Ausnahme von S2) zunehmende Habitatpotential der Feldlerche hat die vorausgesagte Abnahme von zwei besonders intensiven Kulturen, nämlich Körnermais (Abb. 58 b; Kendall's $\tau = -0,505$, $p < 0,0005$) und Hackfrüchten (Zucker- und Futterrüben; $\tau = -0,404$, $p < 0,0005$) den stärksten (positiven) Einfluss. Die Abnahme des wichtigsten Habitats (Getreide; +0,198, $p = 0,039$) wird dadurch offenbar mehr als kompensiert.

Feldlerche

Habitat-eignung (2008)

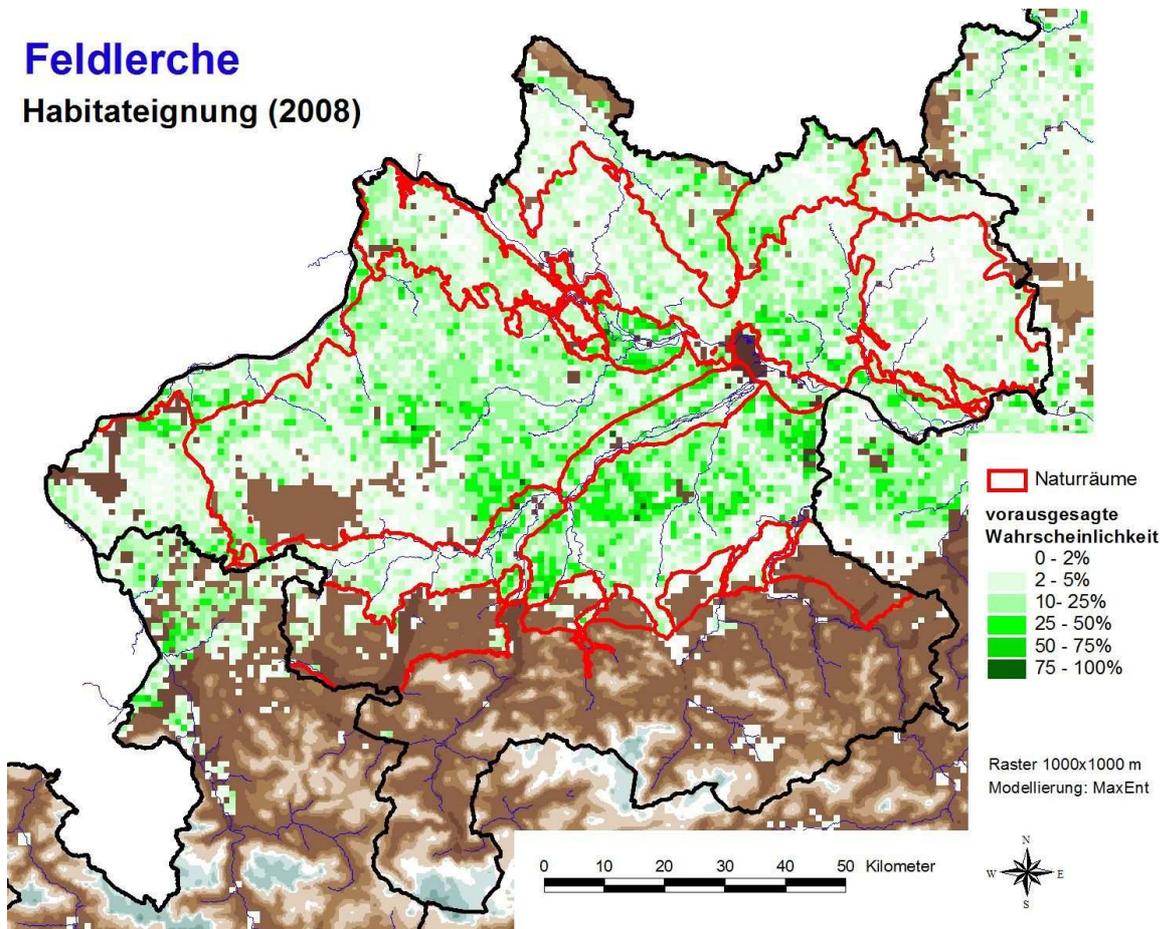


Abbildung 57: Verbreitungsmodell für die Feldlerche in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

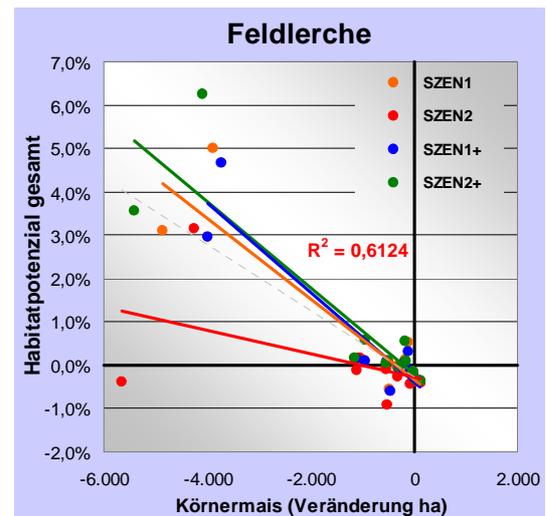
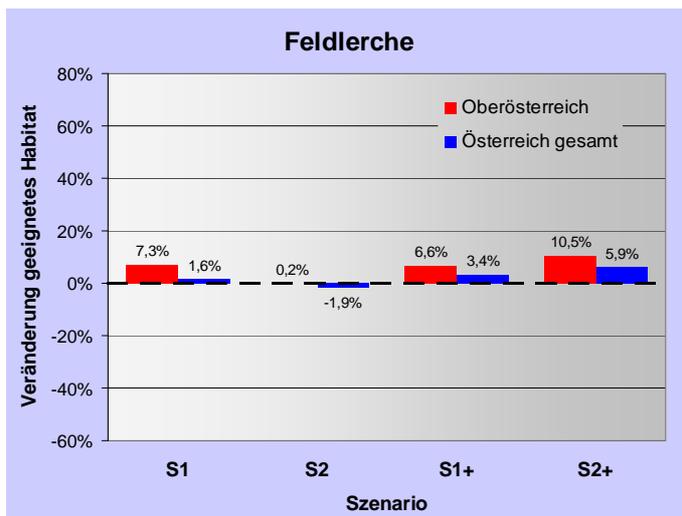


Abbildung 58 a und b: a) Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Feldlerche gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt. b) Relativer Einfluss der Flächenveränderung von Körnermais in den relevantesten Naturräumen auf das Gesamt-Habitatpotential in Oberösterreich (vgl. Tab. 11). Der dargestellte Erklärungsanteil (r^2) bezieht sich auf die Gesamtheit aller dargestellten Datenpunkte ($n = 64$). Weitere Erklärungen s. Text.

Positiv wirkt sich umgekehrt die Zunahme der durchschnittlichen Kulturen-Diversität ($\tau = +0,397$, $p < 0,005$) aus, und wohl aus ähnlichen Gründen wie beim Kiebitz jene bei Ölfrüchten ($\tau = +0,286$, $p = 0,003$) und Eiweißfrüchten ($\tau = +0,237$, $p = 0,013$). Ein schwacher positiver Zusammenhang besteht auch zur Rapszunahme ($\tau = +0,207$, $p = 0,031$), während jener zum Brachenrückgang nicht signifikant ist ($\tau = +0,183$, $p = 0,056$). Wie beim Kiebitz (Abb. 49 b) bleiben die Bedingungen jedoch in den meisten Naturräumen in den Szenarien relativ konstant (Abb. 58 b).

Erneut sind an diesen Entwicklungen bzw. den Zunahmen des Habitatpotentials die Naturräume „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ besonders stark beteiligt, da sie 54 % des gesamten Habitatpotentials ausmachen; allein hier werden über 9.500 ha durch die Feldlerche kaum nutzbare Maisfläche durch günstigere Kulturen ersetzt.

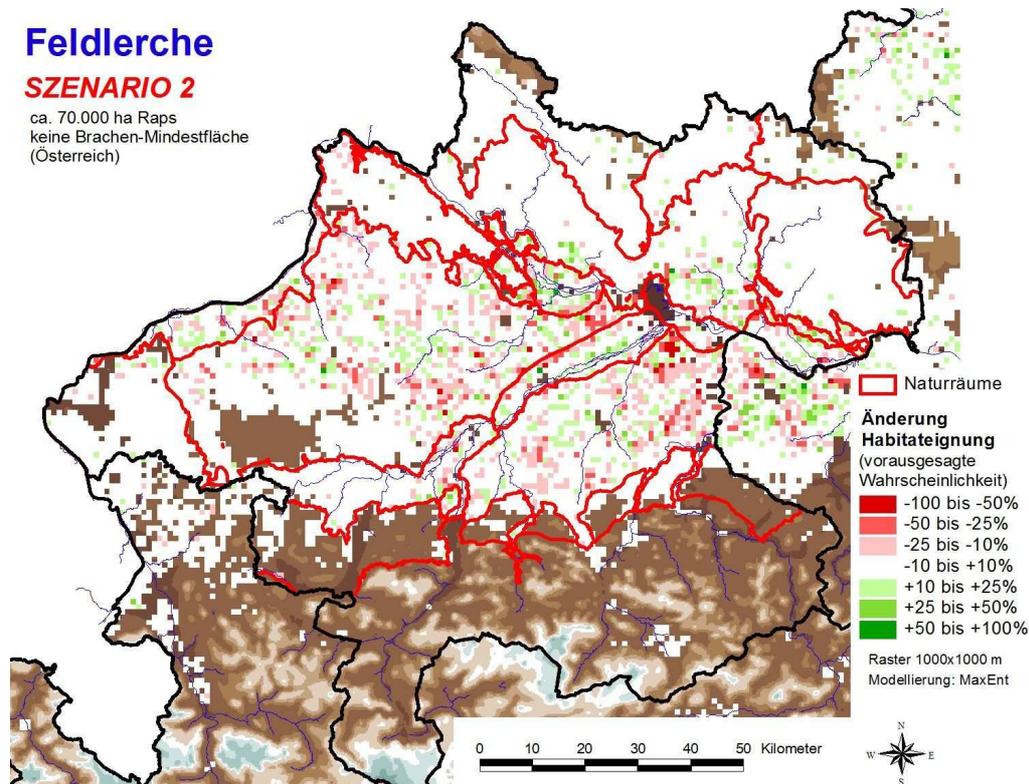


Abbildung 59: Raster mit Änderung der Habitateignung für die Feldlerche gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Geografische Differenzierung: Abb. 59 zeigt die die geografische Lage von relativen Änderungen des Habitatpotentials für die Feldlerche unter dem (relativ) ungünstigsten Szenario 2. Optisch scheinen auch bei dieser Art die relativen Abnahmen zu überwiegen; dies betrifft v. a. die Naturräume „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ und „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, allerdings werden hier ebenso Zunahmen vorausgesagt. Tab. 11 zeigt demnach, dass im erstgenannten Naturraum (bei hoher Potentialdichte) in Summe die Zunahmen überwiegen, im zweitgenannten kommt es (bei geringer Potentialdichte) nur zu geringfügigen Gesamtabnahmen.

Feldlerche

SZENARIO 2+

ca. 70.000 ha Raps
ca. 30.000 ha Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

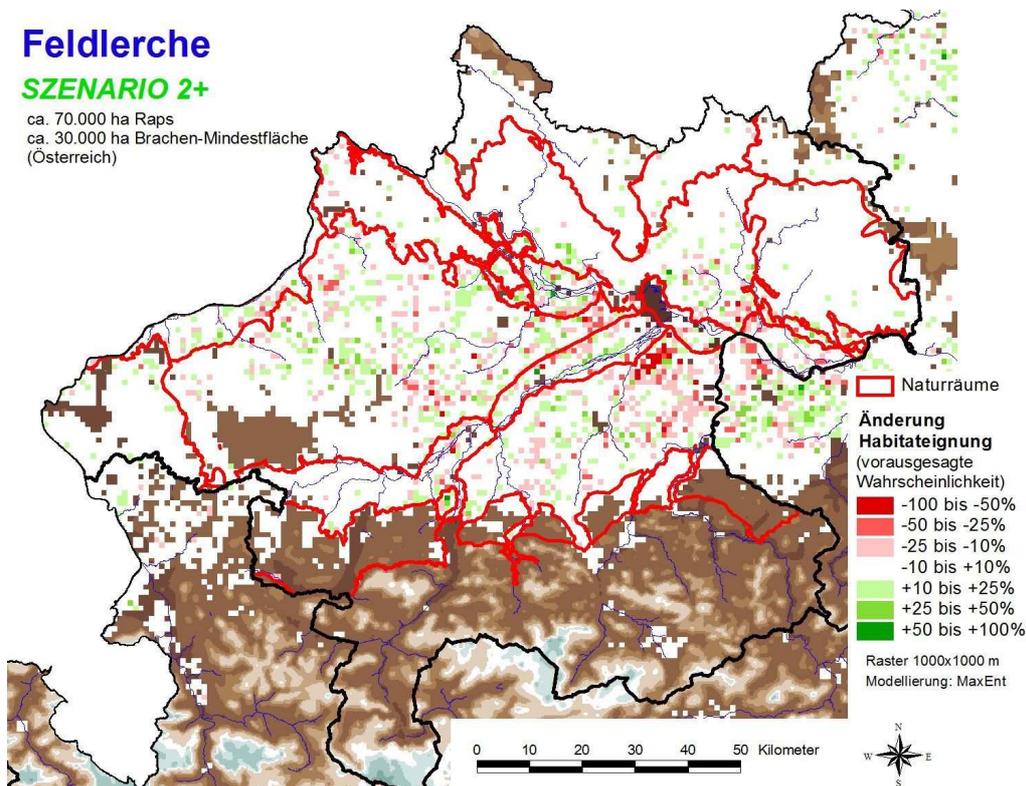


Abbildung 6o: Raster mit Änderung der Habitataignung für die Feldlerche gemäß Szenario 2+. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Andererseits ergeben die Potentialsummen in den Naturräumen der Böhmisches Masse trotz optisch überwiegender Abnahmen in Summe deutliche Abnahmen, die jedoch wegen der vergleichsweise geringen Gesamtpotentiale (jeweils 2 bis 10 %) in Summe kaum zum Tragen kommen. Zusammenfassend entsteht der Eindruck, dass relativ starke punktuelle Abnahmen durch geringfügige Zunahmen auf größeren Flächen mehr als aufgewogen werden.

Unter Szenario 2+ stehen ebenfalls optisch erkennbaren lokal sehr starke Abnahmen großräumige Zunahmen gegenüber; ein markantes Beispiel hierfür ist der Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, in dessen nordöstlichen Bereichen massive Abnahmen vorausgesagt werden (vgl. Abb. 6o), während für den gesamten Naturraum in Summe eine Zunahme von 20 % resultiert und Tab. 12). Relativ sehr deutliche Zunahmen werden auch für das Untere Trauntal, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ und das Linzer Feld prognostiziert.

Tabelle 12: Bilanzierung des Habitatpotentials für die Feldlerche gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	*	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	31,3%	*	0,48	+16%	+14,9%	+10,1%	+20%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	22,8%	*	-0,12	+13,6%	+13%	-1,7%	+15,6%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	10,4%	*	-0,19	-5,3%	-5,8%	-8,8%	+0,9%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	5,9%	*	0,23	+8,9%	+5,4%	+1,1%	+9,2%
Böhmerwald	4,1%	*	-0,17	-8,6%	-8,4%	-9,7%	-8,4%
Aist-Naarn-Kuppenland	3,5%	*	-0,39	-10,3%	-10,7%	-11,8%	-10,7%
Sauwald	3,3%	*	-0,18	-0,8%	-1,9%	-7,9%	-1,4%
Südinviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	3,2%	*	-0,18	-5,8%	-3,6%	-14%	-5%
Inntal	2,8%	*	-0,01	+5,3%	+4,9%	-4,3%	+6,2%
Unteres Trauntal	2,4%	*	0,13	+4,4%	+4%	+6,5%	+23,8%
Leonfeldner Hochland	2,4%	*	-0,20	-8,5%	-8,3%	-10%	-7,1%
Eferdinger Becken	2,2%		0,27	-3,8%	+4,1%	-4,1%	+1,8%
Linzer Feld	0,6%		0,28	+18,2%	+7,7%	+8,8%	+13,6%

Turmfalke

Habitatmodell

Daten: Auch für den Turmfalken war eine Beschränkung auf Daten aus dem Brutvogel-Monitoring möglich. In Summe konnten 314 verortete Datenpunkte verwendet werden.

Modellgüte: MaxEnt erstellte außerordentlich gutes Modell (Training-AUC: 0,925). Der Test-AUC liegt mit 0,811 weit über dem Zufallswert von 0,5; alle (11) von MaxEnt durchgeführten (und auf unterschiedliche Schwellen bezogenen) Binomialtests sind höchst signifikant.

Relevante Variablen: Wie bei der Feldlerche spielen beim Turmfalken als weit verbreitete, nicht sehr anspruchsvolle Art des Offenlandes (Abb. 65) klimatische Variablen mit in Summe 44 % Erklärungsanteil im Habitatmodell eine größere Rolle als landwirtschaftliche Variablen (25 %). Große Bedeutung kommt Landbedeckung (23 %) zu, Topografie (5 %) und Boden (3 %) vergleichsweise geringe. Ebenfalls wie bei der Feldlerche beinhalten die durch die Szenarien betroffenen Ackerkulturen in Summe 12 % der Erklärungsanteile.

Höhere Januartemperaturen (Abb. 61 a) und geringe Anzahl an Tagen mit Schneedecke ermöglichen eine jahreszeitlich frühe Besiedlung der Reviere. Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens steigt mit dem Flächenausmaß an offenem Kulturland (Abb. 61 b) und fällt insbesondere im Nahebereich von Wald (Abb. 62 a) und Siedlungen (Abb. 62 b) stark ab.

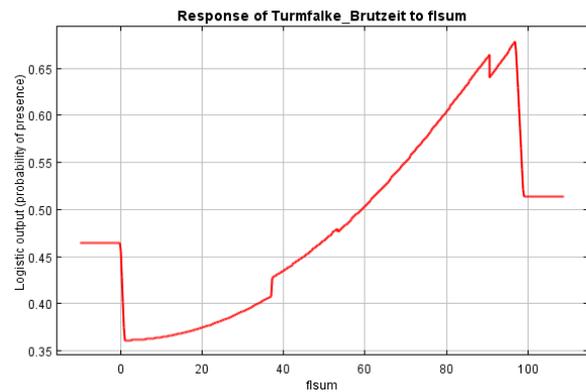
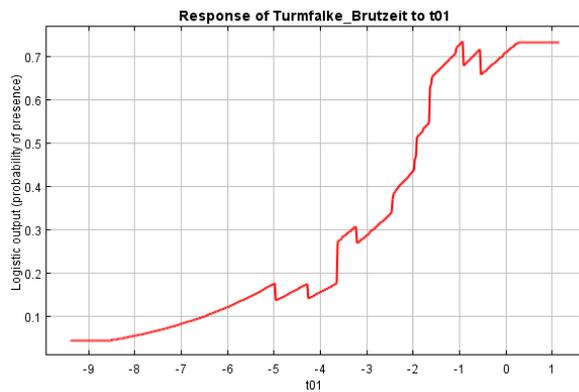


Abbildung 61 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Turmfalken (den Eingangsdaten) und (a) dem Januar-Temperaturmittel und (b) der Gesamtfläche an INVEKOS-Kulturland in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

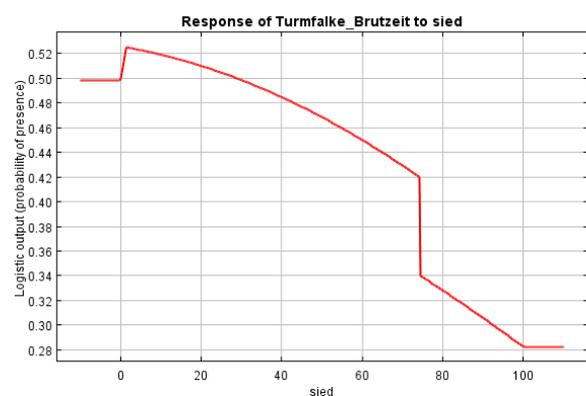
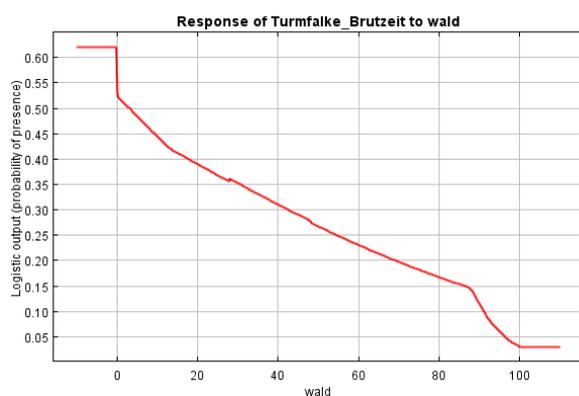


Abbildung 62 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Turmfalken (den Eingangsdaten) und (a) der Waldfläche und (b) der Siedlungsfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

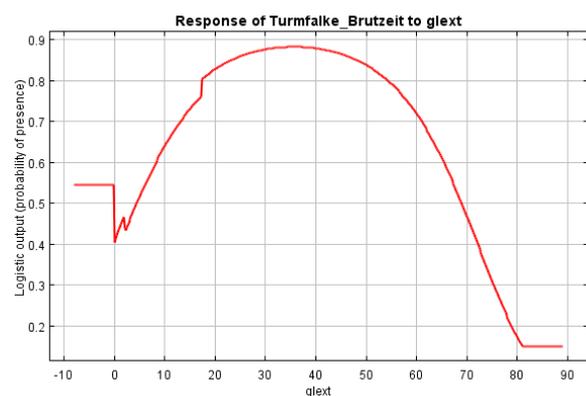
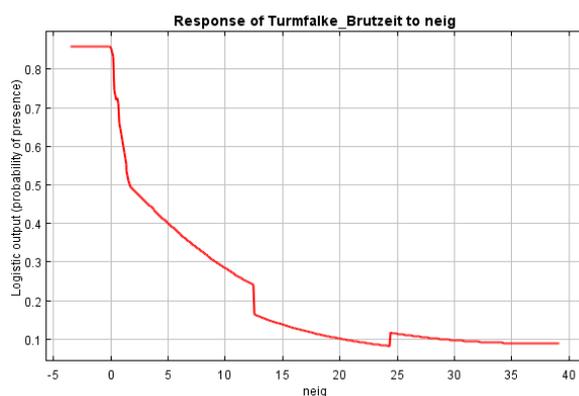


Abbildung 63 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Turmfalken (den Eingangsdaten) und (a) der mittleren Geländeneigung und (b) der Fläche an Extensivgrünland in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Zu Brachen (die sich üblicherweise durch hohe Nagerdichten auszeichnen) besteht eine stark positive Beziehung (Abb. 64 a); aus ähnlichen Gründen wird die Vorkommenswahrscheinlichkeit durch mittlere Flächenanteile Extensivgrünland stark begünstigt (Abb. 63 b). Die Art meidet Bereiche mit höheren Anteilen der hochwüchsigen Kultur Raps (Abb. 64 b).

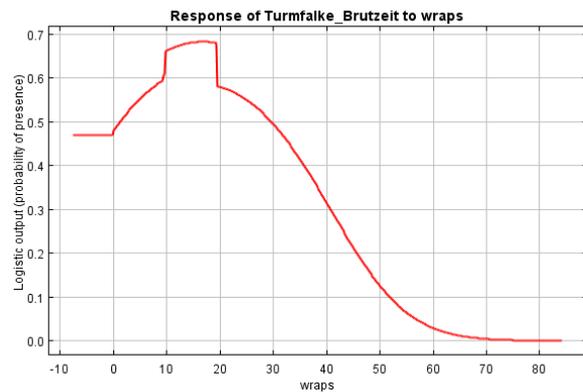
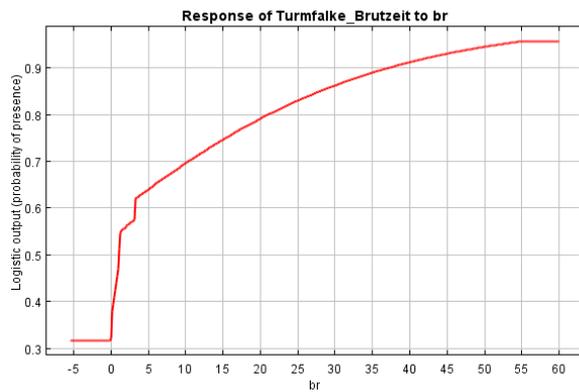


Abbildung 64 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Turmfalken (den Eingangsdaten) und (a) der Brachenfläche und (b) der Rapsfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Habitatmodell für Österreich: Das Verbreitungs-Modell für den Turmfalken (Abb. 65) ähnelt dem der Feldlerche (Abb. 57); wie bei dieser werden hohe Erwartungswerte für Gebiete mit hohem Anteil an Getreide und offener, ebener Landschaft (z. B. Marchfeld, südliches Wiener Becken, Nordburgenland) berechnet, während geringe für waldreiche Gebiete (z. B. höher gelegene Teile der Böhmisches Masse) typisch sind. Im Gegensatz zur Feldlerche fallen jedoch die Erwartungswerte in Alpentälern, den Maisanbaugebieten im Südburgenland und der Südost-Steiermark sowie in den Grünlandgebieten (z. B. Voralpen) höher aus.

Turmfalke

Habitatmodell (MaxEnt)

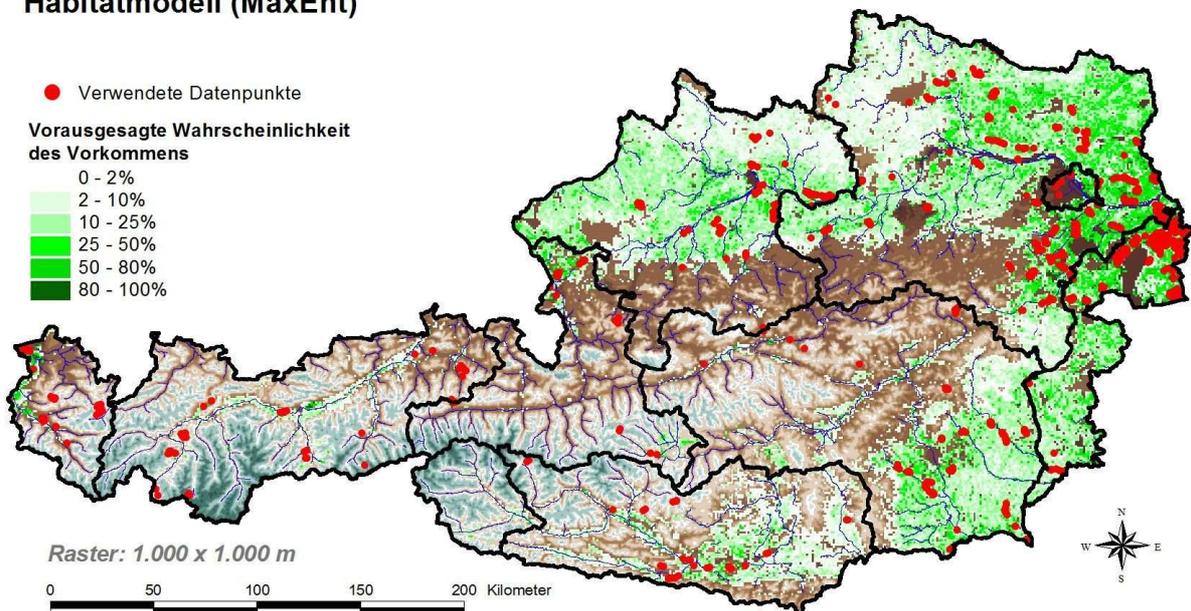


Abbildung 65: Verbreitungsmodell für den Turmfalken in Rastern mit Ackerflächen in Österreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008 und der dargestellten für die Modellierung verwendeten Datenpunkte. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Habitatpotential in Oberösterreich

Konzentrationen des Habitatpotentials des in Oberösterreich nicht gefährdeten Turmfalken (Abb. 66) sind im Unteren Enns- und Steyrtal, im Unteren Trauntal, im Machland, im Eferdinger Becken, im Traun-Enns-Riedelland, in Teilen des Inn- und Hausruckviertels und in den südlichen Randlagen des Mühlviertels erkennbar. In den höheren Lagen der Böhmisches Masse, im Voralpenbereich und anderen walddreichen Gebieten (z. B. Kobernauser Wald) ist das Habitatpotential erwartungsgemäß gering.

Ähnlich wie bei der Feldlerche entfällt sowohl das größte Gesamtpotential als auch die sehr hohe Potentialdichten (Präferenzwert +0,48) auf den Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ (Tab. 13). Relativ hohe Potentialdichten betreffen auch das Untere Trauntal, Eferdinger Becken und insbesondere das Linzer Feld. Die beiden Naturräume „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauser Wald, Mattigtal“ und „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“ enthalten zwar in Summe etwa ein Drittel des Gesamt-Habitatpotentials, die vorausgesagten Dichten sind hier allerdings gering (Präferenzwerte -0,14 und -0,2).

Turmfalke

Habitateneignung (2008)

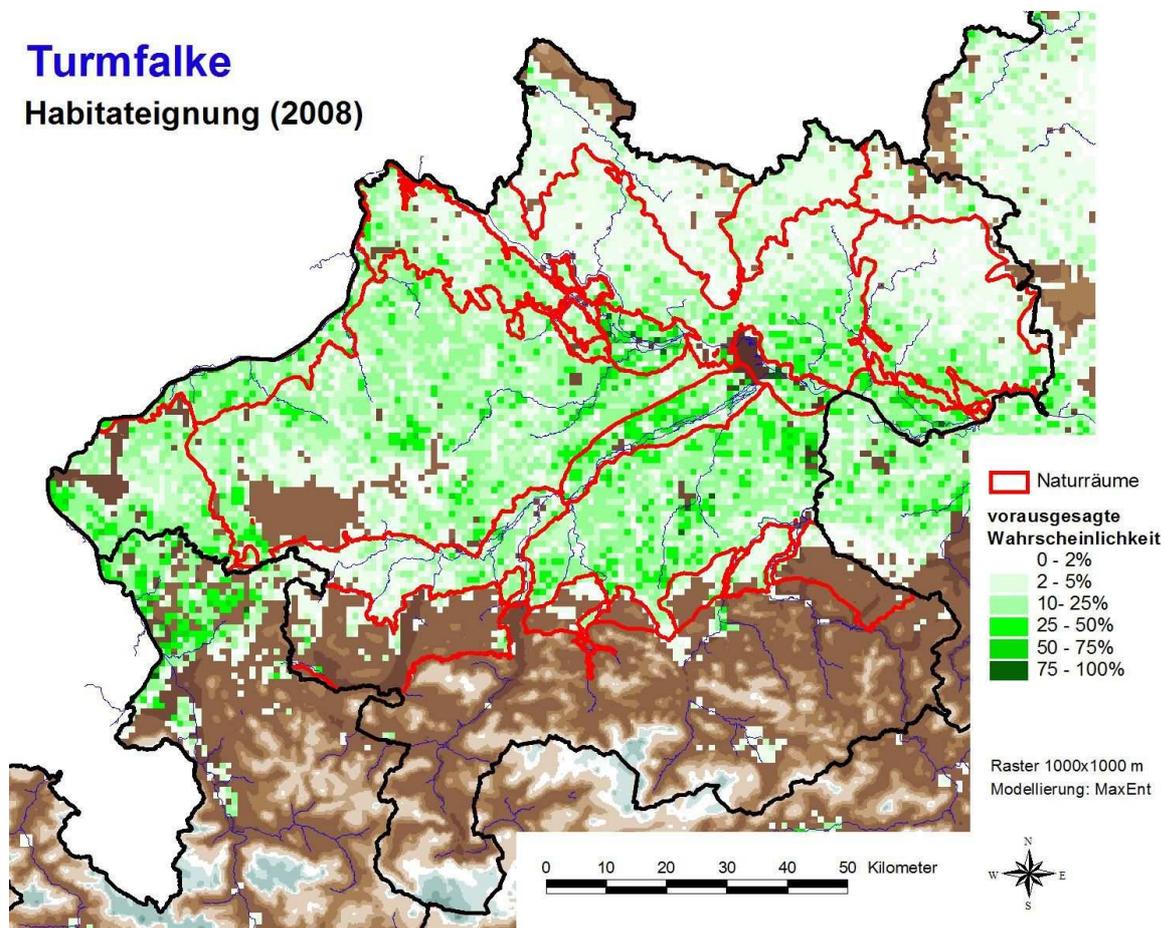


Abbildung 66: Verbreitungsmodell für den Turmfalke in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Auswirkungen der Szenarien

Oberösterreich gesamt: Ähnlich wie bei der Feldlerche sagen die Habitatmodelle mit Ausnahme von Szenario 2 (Abnahme um ca. 1 %) eine deutliche Zunahme des Turmfalken für Österreich um 5 % bis 9 % voraus, und ebenso fallen die Prognosen für Oberösterreich noch besser aus (Abb. 67): auch in Szenario 2 (keine Brachen-Mindestfläche) dürfte sich diese Art neutral verhalten, und unter den anderen Szenarien zwischen 9 bis 14 % zunehmen. Bei geringen Unterschieden sind die Voraussagen für Szenario 2+ (mit Brachen-Mindestfläche) am günstigsten.

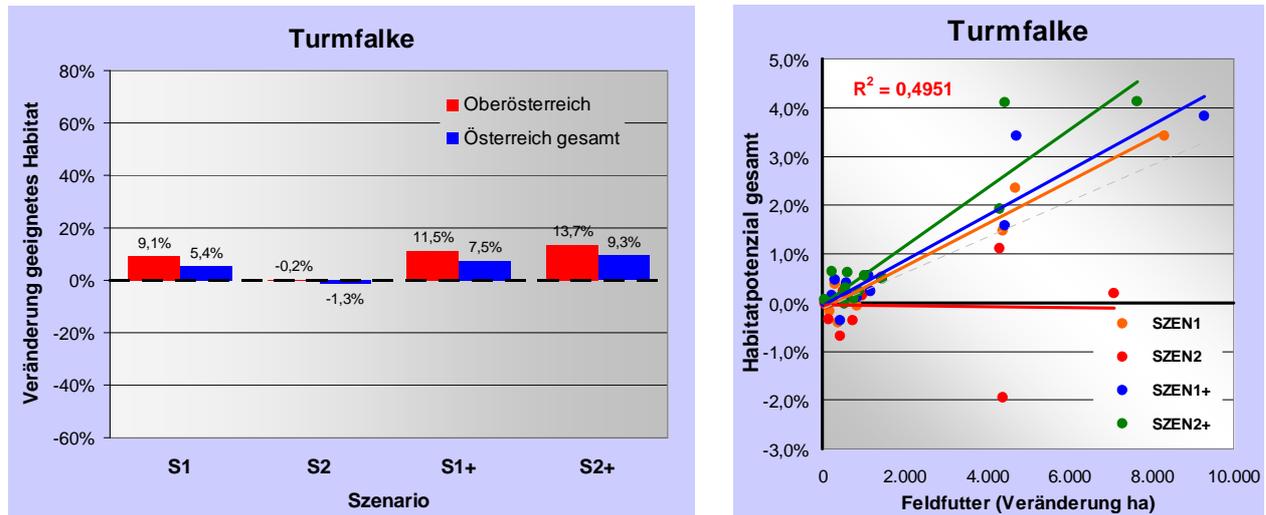


Abbildung 67 a und b: a) Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für den Turmfalken gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt. b) Relativer Einfluss der Flächenveränderung von Feldfutter in den relevantesten Naturräumen auf das Gesamt-Habitatpotential in Oberösterreich (vgl. Tab. 11). Der dargestellte Erklärungsanteil (r^2) bezieht sich auf die Gesamtheit aller dargestellten Datenpunkte ($n = 64$). Weitere Erklärungen s. Text.

Einfluss von Raps, Brachen und anderen Kulturen: In Abb. 67 b ist der Zusammenhang zwischen zunehmenden Habitatpotenzialen für den Turmfalken und der Zunahme von Feldfutter dargestellt (Kendall's $\tau = +0,501$, $p < 0,0005$), der in allen Szenarien mit Ausnahme von S2 besteht; dieser Effekt kommt insbesondere wegen dieser Entwicklung in den Naturräumen mit dem höchsten Anteil am gesamten Habitatpotential zum Tragen („Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“). In einem ähnlich starken Ausmaß wirkt sich die Abnahme von Getreide aus ($\tau = -0,567$, $p < 0,0005$) und in einem geringeren die Abnahme von Mais ($\tau = -0,255$, $p = 0,008$) und die Zunahme von Eiweißfrüchten ($\tau = +0,53$, $p = 0,008$). Die Zunahme von Raps und die Abnahme von Brachen sind hingegen nicht signifikant ($\tau = -0,131$, $p = 0,17$ bzw. $\tau = -0,078$, $p = 0,412$).

Geografische Differenzierung: Ähnlich wie bei der Feldlerche werden Änderungen des Habitatpotentials vorausgesagt, die sich sowohl zwischen als auch innerhalb der Naturräume stark differenzieren. Auch beim Turmfalken scheinen also relativ starke punktuelle Abnahmen durch geringfügige Zunahmen auf größeren Flächen mehr als aufgewogen zu werden.

Turmfalke

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

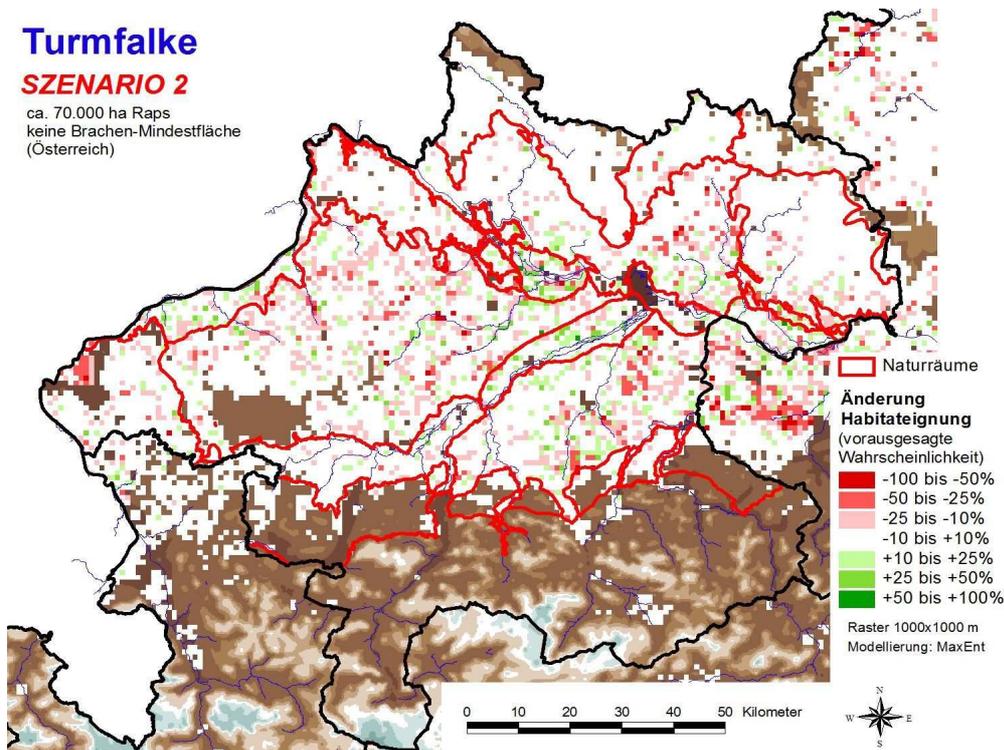


Abbildung 68: Raster mit Änderung der Habitateignung für den Turmfalken gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Turmfalke

SZENARIO 2+

ca. 70.000 ha Raps
ca. 30.000 ha Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

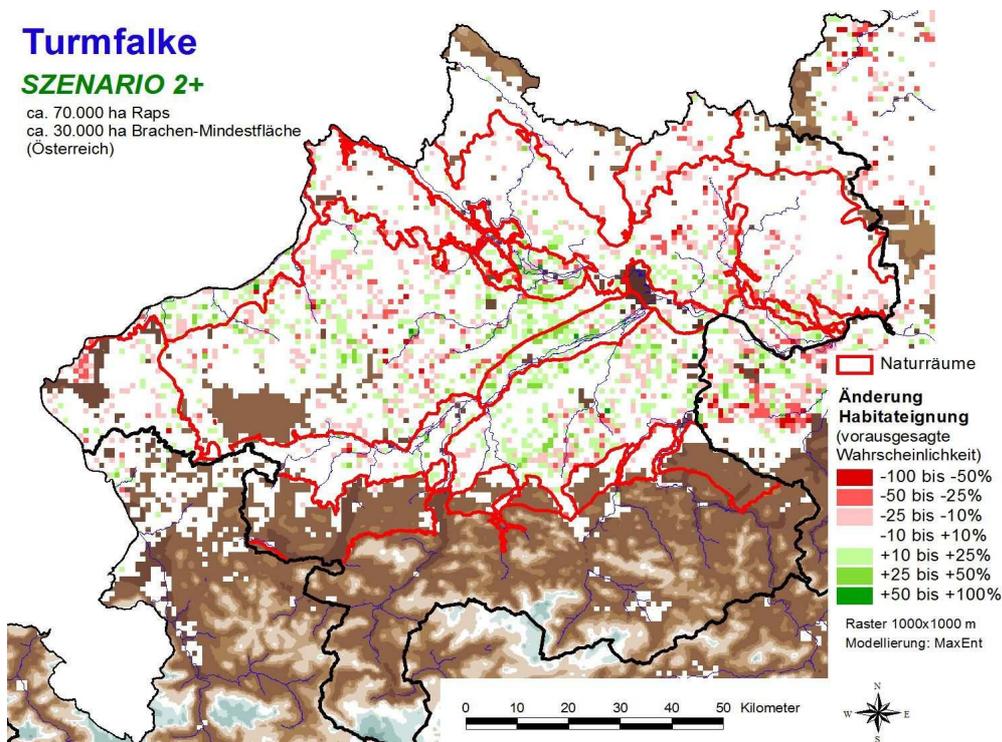


Abbildung 69: Raster mit Änderung der Habitateignung für den Turmfalken gemäß Szenario 2+. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Abb. 68 zeigt wie bei der Feldlerche Abnahmen in Szenario 2 v. a. in den Naturräumen „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, aber zusätzlich auch im „Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“ und in der Böhmisches Masse (z. B. „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“). Aber auch bei dieser Art werden in diesen Naturräumen ebenfalls Zunahmen vorausgesagt.

Tab. 13 ist zu entnehmen, dass dieser optische Eindruck nicht unbedingt einer Gesamtabnahme entsprechen muss, die nur in einem dieser Naturräume (z. B. „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“) resultiert. Starke Abnahmen ergeben sich aus Szenario 2 für das Untere Trauntal, das Eferdinger Becken und den Sauwald.

Ähnliches gilt für das günstigste Szenario 2+; trotz optisch starkem Eindruck lokaler Abnahmen (z. B. „Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“) werden für alle Naturräume mit Ausnahme des Unteren Trauntals recht deutliche Zunahmen des Turmfalken vorausgesagt.

Tabelle 13: Bilanzierung des Habitatpotentials für den Turmfalken gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	28,4% *	0,42	+8,3%	+12%	-6,9%	+14,5%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	22,3% *	-0,14	+15,3%	+17,1%	+0,9%	+18,4%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	10,2% *	-0,20	+14,4%	+15,5%	+10,8%	+18,8%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	5,3% *	0,18	+7,2%	+8,6%	+0,6%	+11,8%
Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	5,2% *	0,07	+9,9%	+10,9%	+2,7%	+10,6%
Aist-Naarn-Kuppenland	4,6% *	-0,26	+11,6%	+10,7%	+10,9%	+10,5%
Sauwald	4,0% *	-0,09	+8,1%	+10%	+4,8%	+7,4%
Inntal	3,3% *	0,08	-1,9%	+3,3%	-11,2%	+2,3%
Unteres Trauntal	3,3% *	0,28	-12,8%	-11,4%	-20,7%	-0,7%
Voralpen	3,2% *	-0,03	+7,1%	+7%	+5,7%	+7,1%
Eferdinger Becken	2,2% *	0,27	-7,6%	+6,2%	-15,7%	+0,1%
Machland	2,0%	0,10	+2,9%	+6,4%	+11,7%	+31,7%
Linzer Feld	1,0%	0,48	-1,6%	-0,8%	-4,6%	+5,3%

Weißstorch

Habitatmodell

Daten: Für den Weißstorch wurden ausschließlich exakt verortete Horste im Datenbestand von BirdLife Österreich aus den Jahren 2007–2009 verwendet. Es ist jedoch anzumerken, dass die Rastergröße (1.000 x 1.000 m) die Habitatansprüche dieser Art tendenziell nicht differenziert genug repräsentiert, da nur wenige Variablen geschaffen wurden, die das landwirtschaftliche Umfeld in fünf Kilometern berücksichtigen (Kulturland, Acker- und Grünland; vgl. Abschnitt „Habitatvariablen – Landwirtschaft- Schlagnutzungen“), wenn auch die Nahrungssuche überwiegend innerhalb von 1–2 Kilometern stattfindet. In Summe konnten 219 verortete Datenpunkte verwendet werden.

Modellgüte: MaxEnt erstellte dennoch ein außerordentlich gutes Modell (Training-AUC: 0,990). Der Test-AUC liegt mit 0,882 weit über dem Zufallswert von 0,5, und alle (11) von MaxEnt durchgeführten (und auf unterschiedliche Schwellen bezogenen) Binomialtests sind höchst signifikant.

Relevante Variablen: Variablen der Landbedeckung (u. a. Siedlungen, Wald) tragen im MaxEnt-Habitatmodell mit 40 % am stärksten zur Erklärung der Verbreitung bei. Für diese ursprüngliche Art der Waldsteppen spielt auch Klima (30 %) eine große Rolle. Auf Landwirtschaft entfallen in Summe 16 %. Jedoch nehmen die für die Szenarien relevanten Ackerkulturen mit 5 % den geringsten Erklärungsanteil unter den Fokus-Arten ein; dies ist möglicherweise eine Folge der zu geringen Differenzierung im weiteren Umfeld der Horste. Der Boden spielt mit 10 % eine relativ große Rolle, Topografie mit 5 % eine geringe.

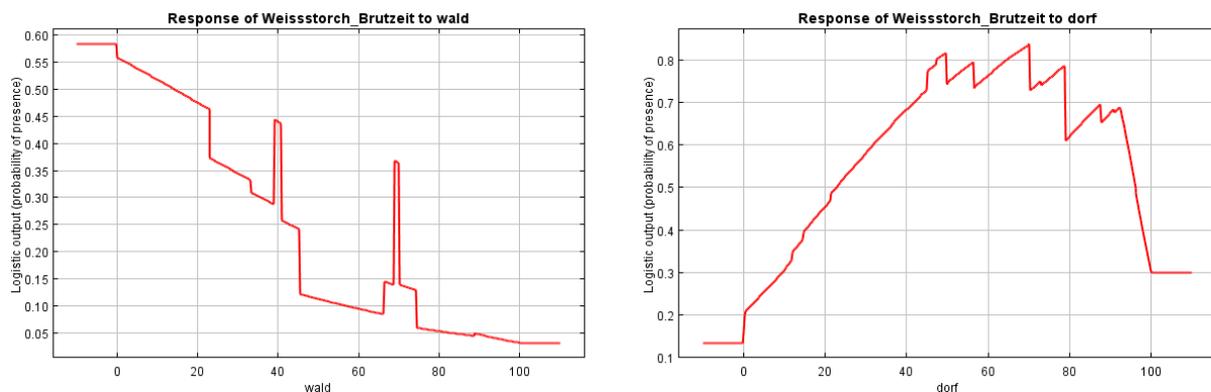


Abbildung 70 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Weißstorchs (den Eingangsdaten) und (a) der Waldfläche und (b) der Fläche ländlicher Siedlungen in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Erwartungsgemäß erklärt die Nähe ländlicher Siedlungen mit 27 % Erklärungsanteil das Vorkommen des Weißstorch in hohem Maß (Abb. 70 b), insbesondere da ausschließlich die Lage des Horste als Eingangsdaten verwendet wurden. Als klimatisch anspruchsvolle Art (das Aufsuchen von Nahrungsgründen erfolgt oft segelnd und erfordert daher ausreichend Thermik) kommt der Sonneneinstrahlung mit 15 % Erklärungsanteil eine sehr hohe Bedeutung zu (Abb. 71 b). Unter österreichischen Bedingungen sind eine kurz andauernde Schneedecke (Abb. 71 a) und feuchte Böden (Abb. 72 a) wichtig, die Nähe von Feuchtgebieten ist ebenfalls förderlich (Abb. 72 b). Während Intensivgrünland gemieden wird (Abb. 73 a), wirken mittlere Anteile an Extensivgrünland (Abb. 73 b) begünstigend, ähnlich auch die Ackerfläche im Umkreis von fünf Kilometern (Abb. 74 a). Der Weißstorch nutzt im Verlaufe der Brutzeit verschiedenste landwirtschaftliche

Flächen, in diesem Zusammenhang ist auch der positive Einfluss von hoher Diversität der Ackerkulturen (Abb. 74 b) zu sehen. Brachen (als nagerreiche Flächen) erhöhen die Habitatqualität (Abb. 75 a), Raps (als hochwüchsige Kultur) verringert sie (Abb. 75 b).

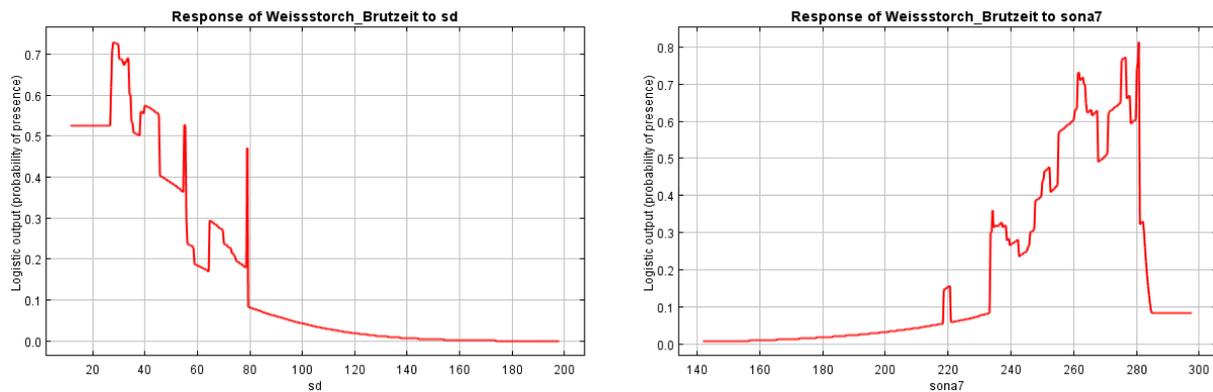


Abbildung 71 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Weißstorchs (den Eingangsdaten) und (a) der Anzahl an Tagen mit Schneedecke und (b) der Sonneneinstrahlung im Juli in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

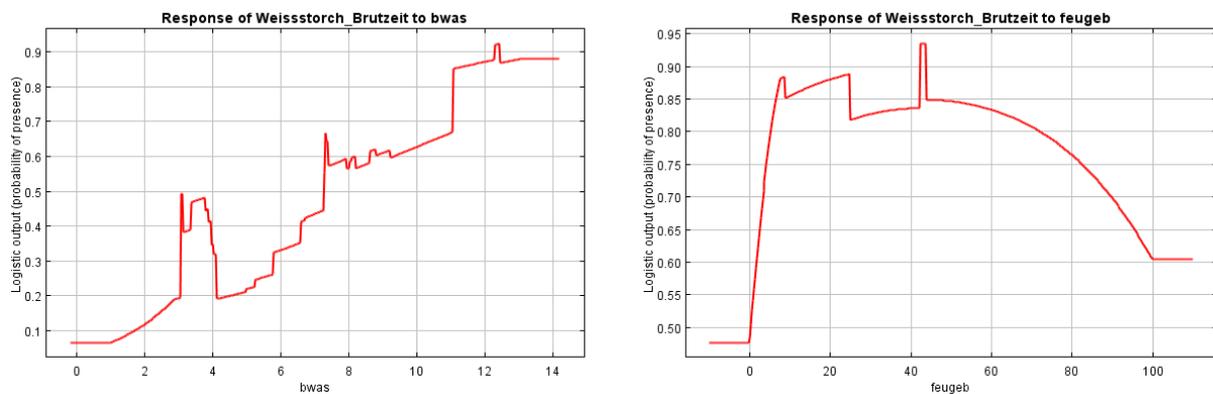


Abbildung 72 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Weißstorchs (den Eingangsdaten) und (a) der mittleren Bodenfeuchte und (b) der Fläche an Feuchtgebieten in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

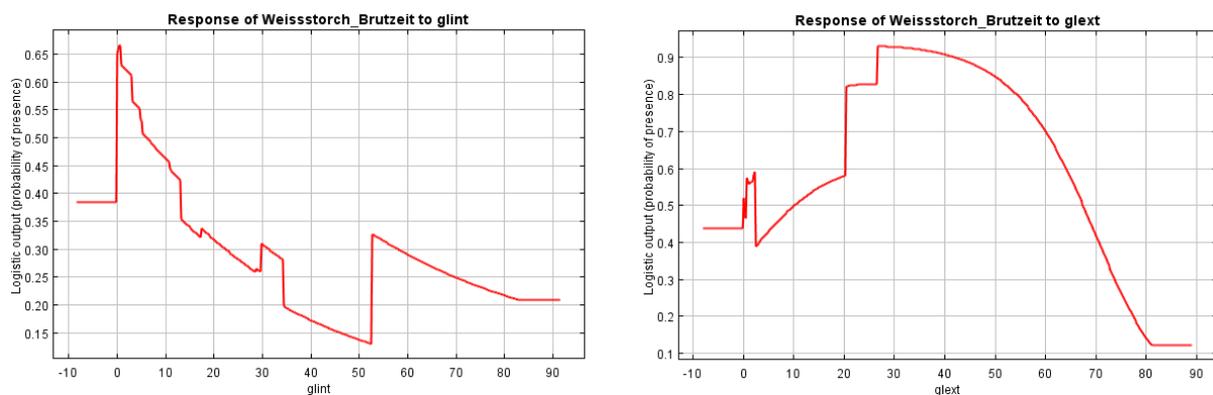


Abbildung 73 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Weißstorchs (den Eingangsdaten) und (a) der Fläche an Intensivgrünland und (b) der Fläche an Extensivgrünland in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

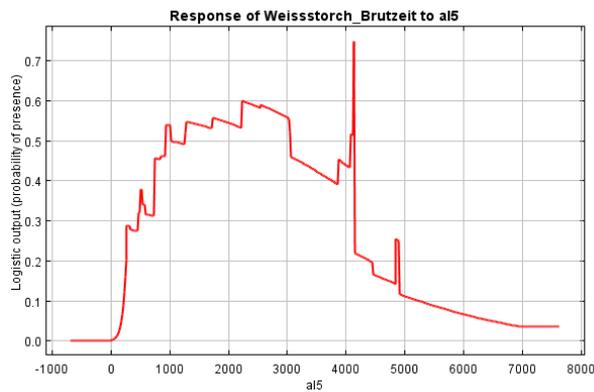


Abbildung 74 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Weißstorchs (den Eingangsdaten) und (a) der Ackerfläche im Umkreis von fünf Kilometern und (b) der Diversität an Ackerkulturen in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

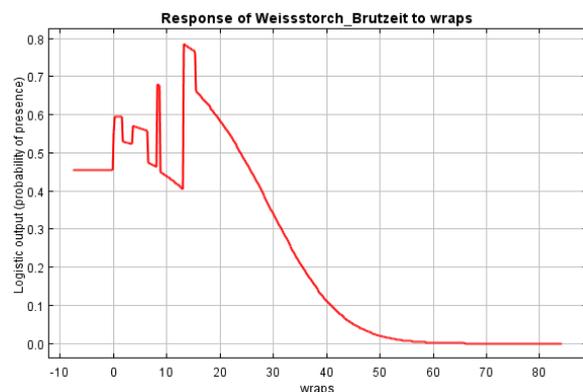
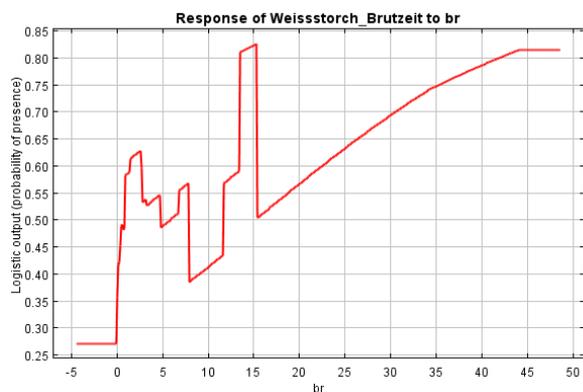


Abbildung 75 a und b: Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Weißstorchs (den Eingangsdaten) und (a) der Brachenfläche und (b) der Rapsfläche in Rastern. Dargestellt ist der Fall, wenn diese Variablen als einzige in ein MaxEnt-Modell eingehen.

Habitatmodell für Österreich: Das Verbreitungs-Modell für den Weißstorch (Abb. 76) zeichnet die bekannten Vorkommen sehr gut nach (z. B. March-Thaya-Auen, Neusiedlersee; Südburgenland und Südost-Steiermark); in der Abbildung sind die Habitatpotentiale allerdings größtenteils durch die Präsenz-Datenpunkte verdeckt. In der Steiermark (einer wichtigen Region, aus der jedoch relativ wenige Daten aus den relevanten Jahren verfügbar waren) ist aber erkennbar, dass ebenfalls hohe Potentiale vorausgesagt werden.

Für manche Gebiete wird ein relativ hohes Potential modelliert, aus denen aktuell keine Vorkommen bekannt sind; das lässt sich vermutlich dadurch erklären, dass (a) Weißstörche Horstplatztreue zeigen sind und neue potenzielle Standorte nicht leicht besiedeln, (b) Daten zu geeignete Horstplatzangebote nicht verfügbar waren und (c), dass die verwendeten Habitatvariablen den weiteren Landschaftskontext nicht ausreichend berücksichtigen konnten.

Weißstorch

Habitatmodell (MaxEnt)

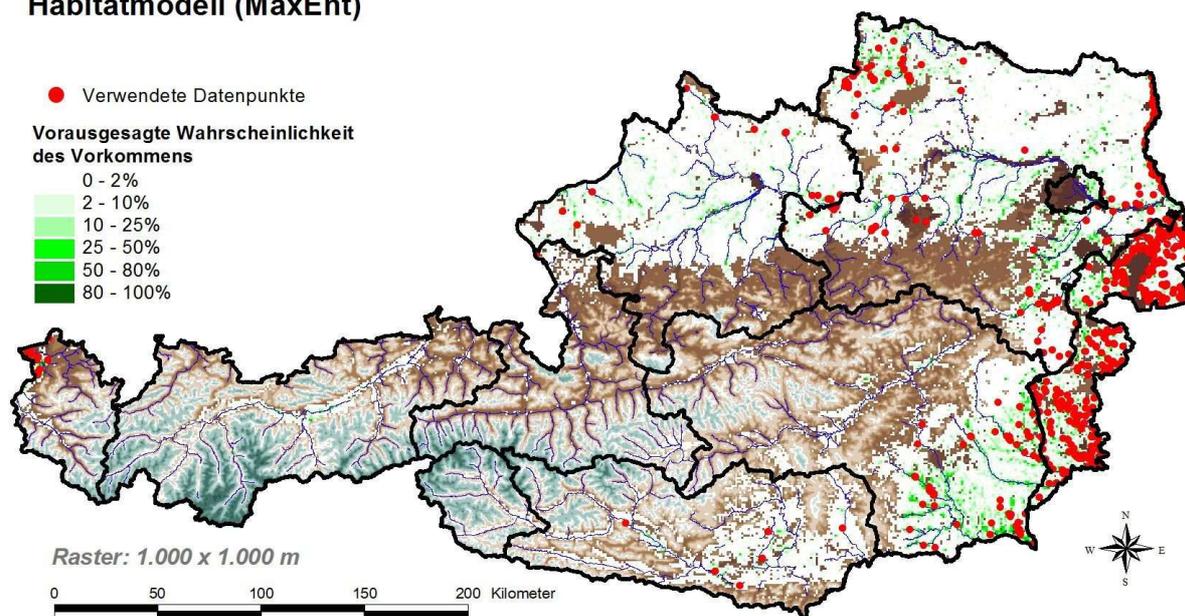


Abbildung 76: Verbreitungsmodell für den Weißstorch in Rastern mit Ackerflächen in Österreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008 und der dargestellten für die Modellierung verwendeten Datenpunkte. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Habitatpotential in Oberösterreich

Geeignetes Habitat für den Weißstorch wird in Oberösterreich (Abb. 77) v. a. im Inntal, im Unteren Trauntal, im Machland sowie eher punktuell in der Böhmischer Masse (südlicher Böhmerwald, zentrales Mühlviertel), im Traun-Enns-Riedelland, und in Teilen des Inn- und Hausruckviertels vorausgesagt. Oberösterreich liegt allerdings am Rande des Hauptverbreitungsareals in Österreich; die Besiedlung unterliegt daher vermutlich mit einem gewissen Grad zufälligen Ereignissen und Schwankungen.

Tab. 14 ist zu entnehmen, dass auf den Naturraum „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauser Wald, Mattigtal“ zwar 24 % des gesamten Weißstorch-Habitatpotentials entfallen, dass hier aber die Dichte des Habitatpotentials eher gering ist (leicht negativer Präferenzwert). Die höchsten Potentialdichten (Präferenzwerte über +0,35) entfallen auf die Naturräume „Unteres Trauntal“, „Linzer Feld“, „Inntal“, „Machland“, und „Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen“. Überdurchschnittliche Potentialdichten betreffen auch die Naturräume „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie das Eferdinger Becken. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in Oberösterreich im Wesentlichen nur lokal günstige Bedingungen für diese Art bestehen, das äußert sich auch in der hohen Zahl an Naturräumen, die zusammen 90 % des Habitatpotentials ausmachen (Tab. 14).

Weißstorch

Habitat-eignung (2008)

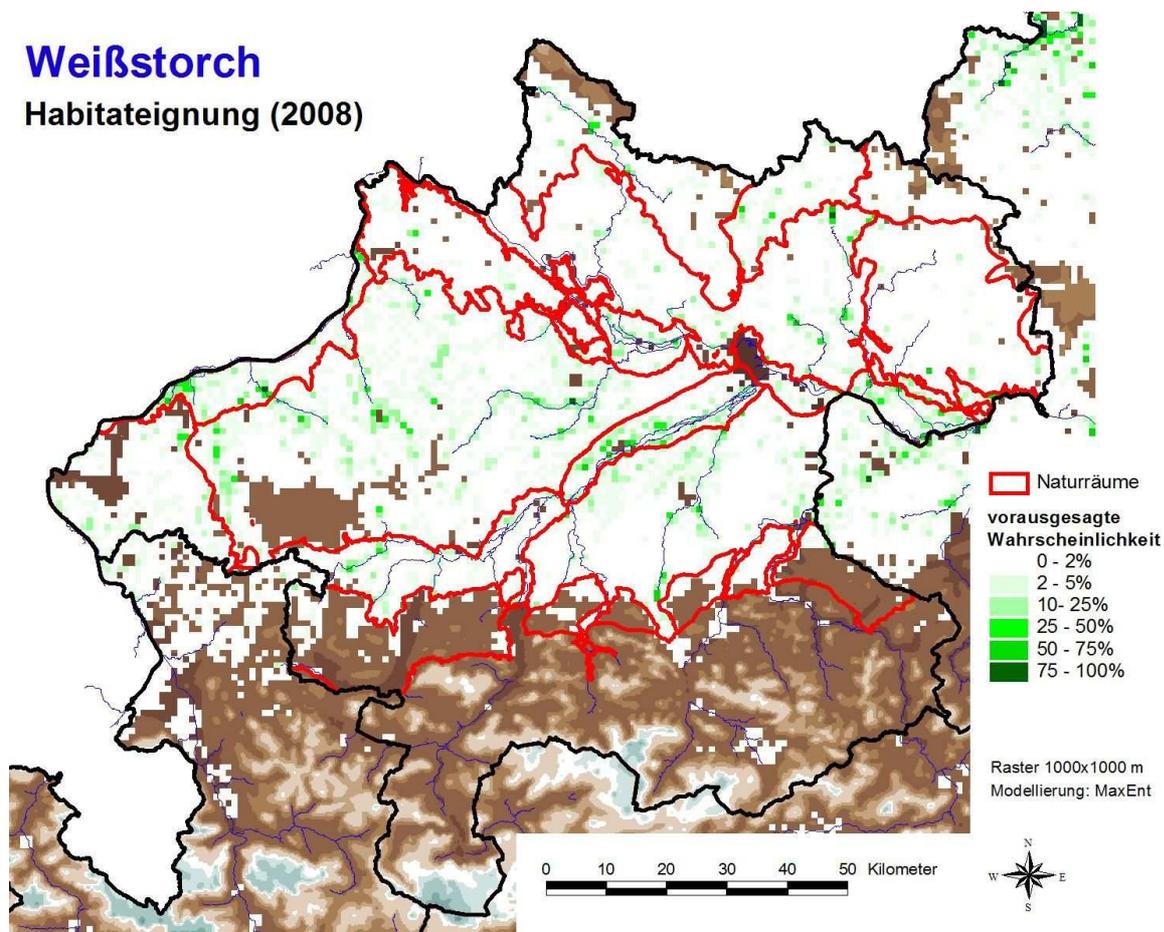


Abbildung 77: Verbreitungsmodell für den Weißstorch in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Auswirkungen der Szenarien

Oberösterreich gesamt: Die Auswirkungen der Szenarien auf die Weißstorch-Potentiale unterscheiden sich grundsätzlich von jenen auf die anderen Fokus-Arten sowie die Mehrheit der untersuchten Arten: Szenario S2 erweist sich als das günstigste mit annähernd neutralen Ergebnissen für Österreich und Oberösterreich (Zunahme um ca. 1%), während die Prognosen insbesondere in Oberösterreich, wo diese Art (am Rande ihres österreichischen Verbreitungsareals) vom Aussterben bedroht ist, mit Abnahmen zwischen 4 % und 7 % am ungünstigsten für die Szenarien 1 und 1+ (leichte Rapszunahme) ausfallen (Abb. 78). Diese leichten Abnahmen können als Effekte der zu erwartenden allgemeinen Markteinflüsse auf die Ackerbauverhältnisse angesehen zu werden. Bei dieser Art ist kein positiver Effekt von Szenarien mit Brachen-Mindestfläche erkennbar.

Einfluss von Raps, Brachen und anderen Kulturen: Abb. 78 b zeigt, dass in Szenario S2 in keinem der Naturräume stärkere Änderungen des Habitatpotenzials für den Weißstorch stattfinden. In allen anderen Szenarien wirkt sich die Zunahme von Ölfrüchten ungünstig aus (Kendall's $\tau = -0,555$, $p < 0,0005$), die im v. a. im Naturraum „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ wegen dessen hohen Anteils am Gesamt-Habitatpotential zum Tragen kommt. Ähnliches gilt für die Zunahme von Eiweißfrüchten ($\tau = -0,332$, $p = 0,001$) und Feldfutter ($\tau = -0,323$, $p = 0,001$), aber auch die Abnahme von Getreide aus ($\tau = +0,256$, $p = 0,009$). Wie bei den meisten anderen Fokus-Arten haben die Zunahme von

Raps und die Abnahme von Brachen keinen signifikanten Einfluss auf das Habitatpotential in den Naturräumen ($\tau = +0,091$, $p = 0,169$ bzw. $\tau = -0,052$, $p = 0,606$). Insbesondere Ölfrüchte (v.a. Soja) und Eiweißpflanzen (Bohnen, Erbsen) sind als ungünstige Nahrungshabitate für den Weißstorch einzustufen.

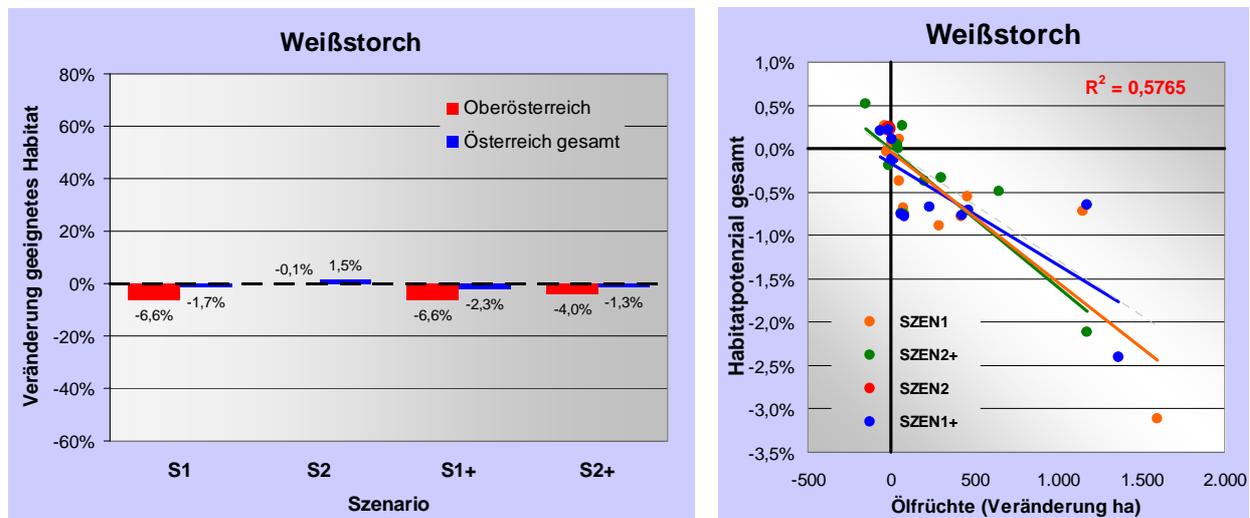


Abbildung 78 a und b: a) Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für den Weißstorch gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt. b) Relativer Einfluss der Flächenveränderung von Getreide in den relevantesten Naturräumen auf das Gesamt-Habitatpotential in Oberösterreich (vgl. Tab. 11). Der dargestellte Erklärungsanteil (r^2) bezieht sich auf die Gesamtheit aller dargestellten Datenpunkte ($n = 64$). Weitere Erklärungen s. Text.

Geografische Differenzierung: Da das Habitatpotential für den Weißstorch in Oberösterreich insgesamt sehr gering ist, sich eher lokal konzentriert und weil in Summe auch nur geringe Änderungen des Habitatpotentials vorausgesagt werden, geben die Abb. 79 und 80 kaum Aufschluss über regionale Auswirkungen (Änderungen um weniger als 10 % sind kaum erkennbar).

Für die ungünstigen Szenarien (S1, S1+, S2+) werden Abnahmen des Habitatpotentials in jenen Naturräumen vorausgesagt, für die das Habitatmodell das größte Potential berechnete (Tab. 14). Sie fallen mit -17% bis -29% am stärksten aus im Naturraum „Südinntvierter Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“. In Naturräumen mit geringem Habitatpotential sind eher Zunahmen zu erwarten (z. B. Machland, Eferdinger Becken, Linzer Feld).

Im Falle des für den Weißstorch günstigsten Szenarios (2) werden v. a. Zunahmen in den Naturräumen „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, Unteres Trauntal, Machland und Linzer Feld schlagend.

Weißstorch

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

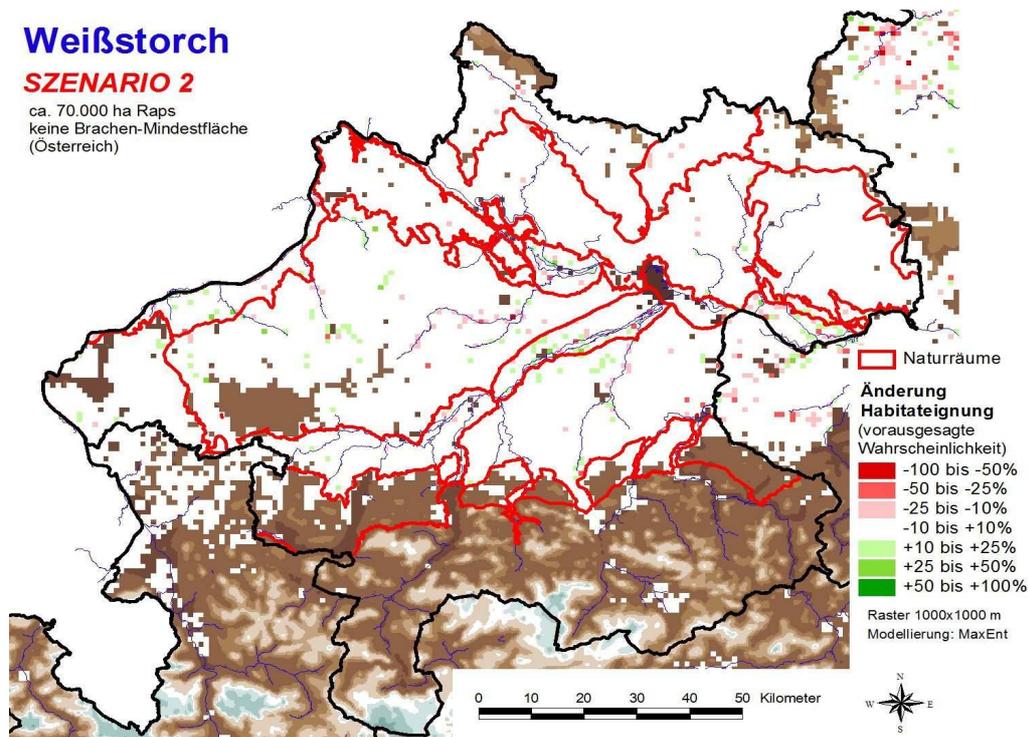


Abbildung 79: Raster mit Änderung der Habitataignung für den Weißstorch gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Weißstorch

SZENARIO 1

ca. 53.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

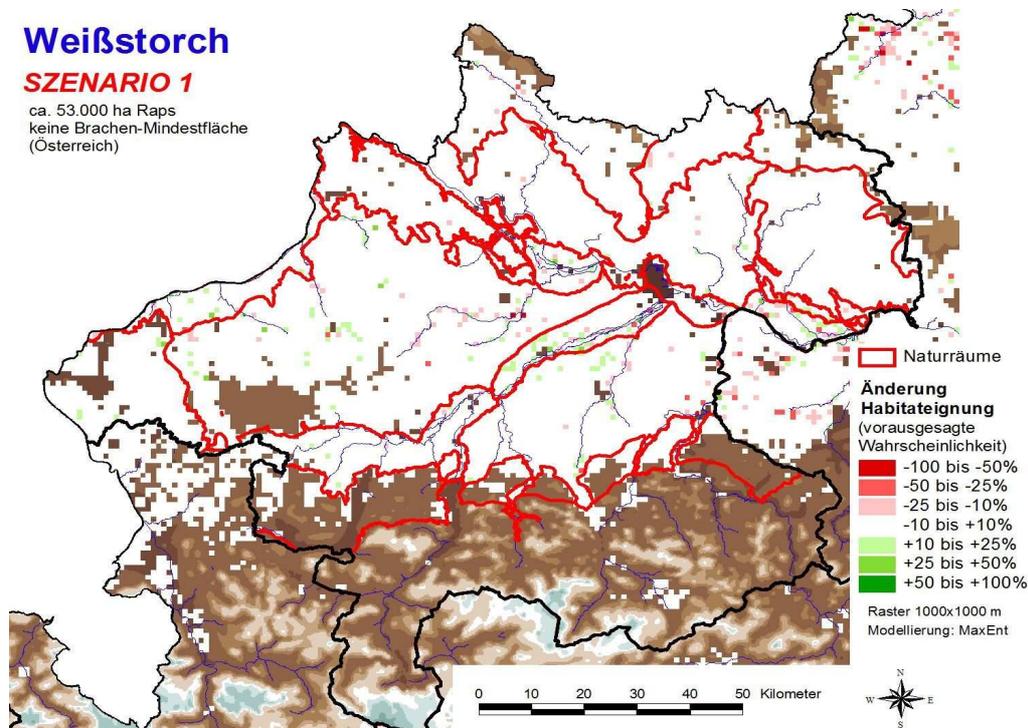


Abbildung 80: Raster mit Änderung der Habitataignung für den Weißstorch gemäß Szenario 1. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Tabelle 14: Bilanzierung des Habitatpotentials für den Weißstorch gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	*	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	23,9%	*	-0,09	-13%	-10%	-3,5%	-8,8%
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	21,5%	*	0,26	-3,3%	-3%	+3,1%	-2,3%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	11,5%	*	-0,13	-6,8%	-6,6%	-2,9%	-3,3%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	8,2%	*	0,39	-4,5%	-9,6%	-3,5%	-9,2%
Inntal	6,8%	*	0,43	-13,1%	-9,9%	-4,3%	-4,9%
Unteres Trauntal	6,0%	*	0,54	-9,2%	-11,9%	+3,9%	-3,2%
Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	3,7%	*	-0,10	-18,4%	-20,4%	-17,6%	-19,8%
Machland	3,7%	*	0,40	+7,3%	+5,5%	+13,1%	+14%
Böhmerwald	2,8%	*	-0,35	+7,6%	+7,5%	+7,6%	+7,5%
Voralpen	2,5%	*	-0,16	-1,3%	-4,7%	+4,5%	+0,1%
Eferdinger Becken	1,9%		0,19	+5,6%	-6,1%	+10,8%	+2,8%
Linzer Feld	0,9%		0,45	+7,1%	+12%	+38,7%	+29,3%

Auswirkungen auf Arten in Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie

Weißstorch

Die Ergebnisse für diese Fokus-Art wurden bereits dargestellt.

Neuntöter

Beim Neuntöter konnte eine Beschränkung auf die Monitoringdaten erfolgen. In Oberösterreich fallen die berechneten Habitatpotentiale im Vergleich zum Brutvogelatlas (BRADER & AUBRECHT 2003) dank geringer rasterbezogener Erwartungswerte trotz einem sehr hohen Test-AUC (0,971) etwas „dünn“ aus (v. a. in den südlichen und westlichen Landesteilen). In den Atlas-Karten könnte allerdings auch die leichte Nachweisbarkeit dieser auffälligen Art selbst bei niedrigen Siedlungsdichten für das recht homogene Verbreitungsbild verantwortlich sein; andererseits könnte die Abnahme des Neuntötters gemäß BirdLife-Monitoring (um 24 % zwischen 1998 und 2009; TEUFELBAUER 2009) zum Tragen gekommen sein. Höhere Erwartungswerte bestehen v. a. in den südlichen und nördlichen Regionen der Böhmisches Masse (Abb. 81), vergleichsweise hohe „Präferenzwerte“ neben den genannten Regionen z. B. aber auch in den Voralpen und entlang der Donau (Tab. 15).

Neuntöter

Habitat-eignung (2008)

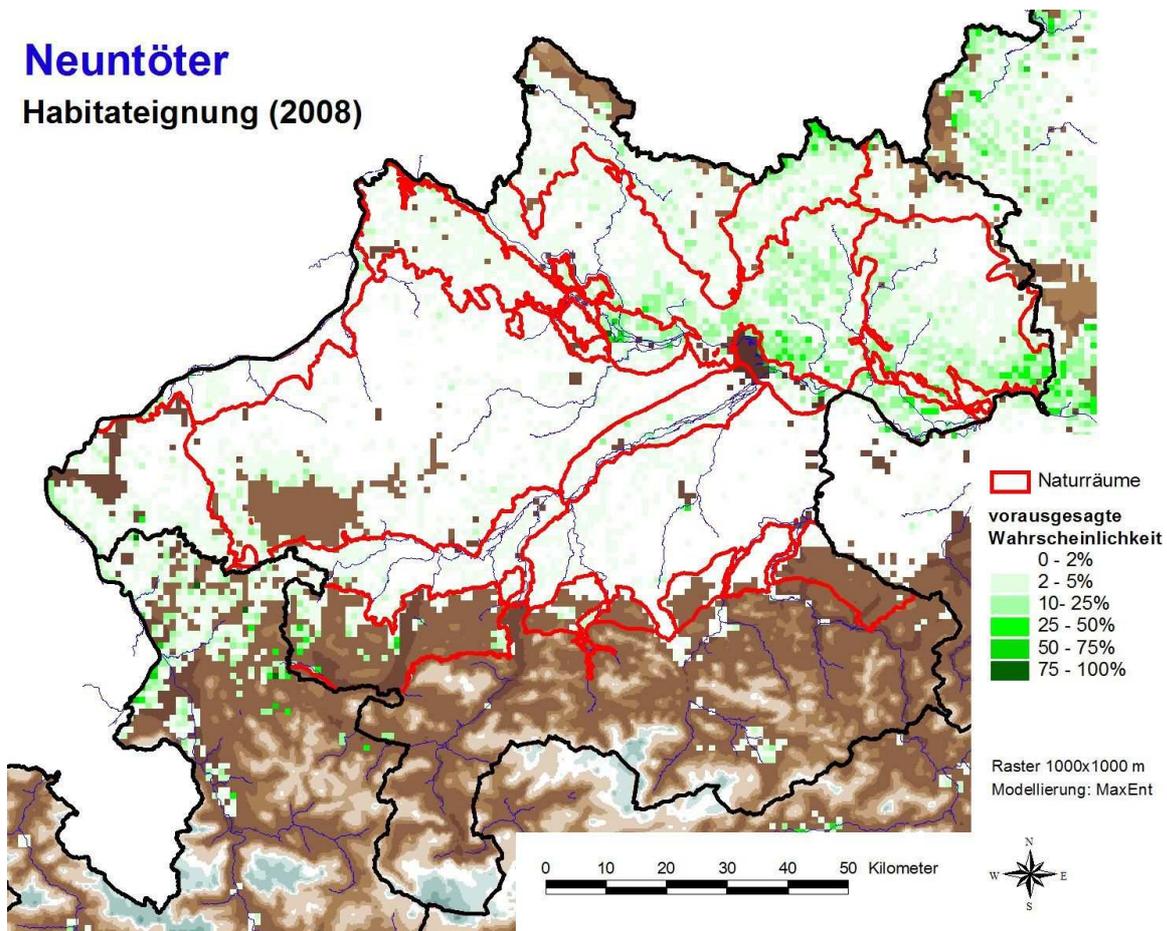


Abbildung 81: Verbreitungsmodell für den Neuntöter in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

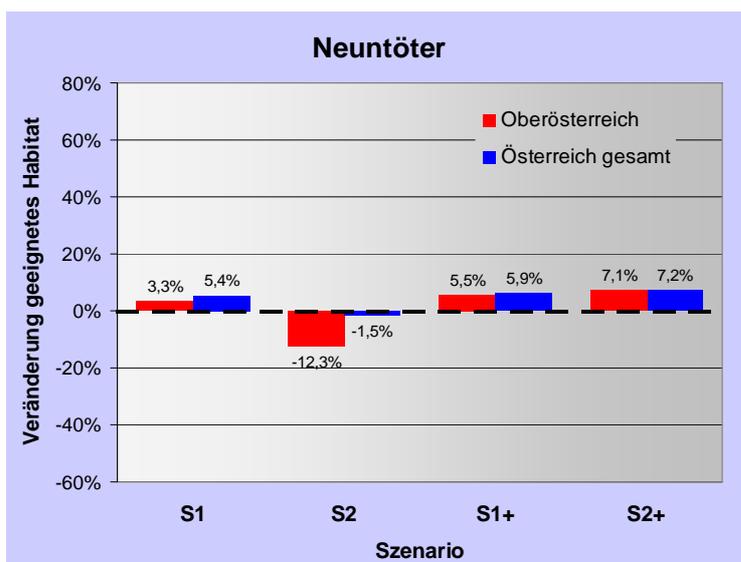


Abbildung 82: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für den Neuntöter gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Neuntöter

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

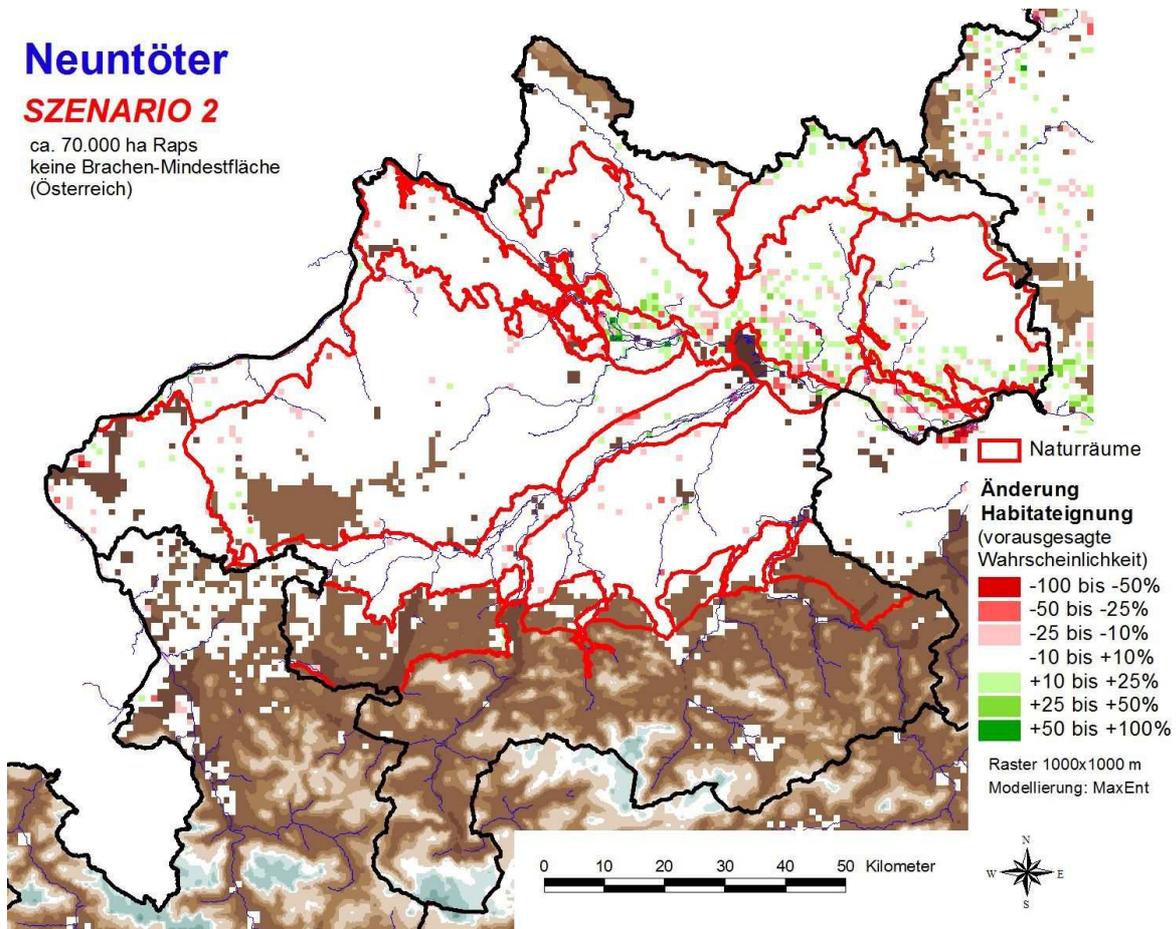


Abbildung 83: Raster mit Änderung der Habitateignung für den Neuntöter gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Die Auswirkungen der Szenarien sind in Oberösterreich und im gesamten Bundesgebiet ähnlich mit generell leichten Zunahmen (3 % bis 7 %) mit Ausnahme von Szenario 2; in Oberösterreich wird im Gegensatz zu Österreich gesamt für Szenario 2 eine Abnahme von 12 % für diese nahezu gefährdete Art prognostiziert.

In den drei wichtigsten Potentialgebieten („Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“, „Aist-Naarn-Kuppenland“, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußner Wald, Mattigtal“) werden Abnahmen um 13–24 % vorausgesagt, im fünftwichtigsten Naturraum („Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“) Zunahmen um 19 % (Tab. 15).

Table 15: Bilanzierung des Habitatpotentials für den Neuntöter gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+	
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	22,6%	*	0,26	-10%	-9,3%	-23,6%	-2,1%
Aist-Naarn-Kuppenland	14,9%	*	0,36	-12,1%	-12,5%	-14,2%	-11,5%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernausser Wald, Mattigtal	7,9%	*	-0,63	+25,2%	+32%	-13,5%	+25,9%
Voralpen	7,5%	*	0,39	+5,1%	+4,8%	+0,5%	+4,4%
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	6,9%	*	-0,37	+66,1%	+78,2%	+19,3%	+79,7%
Leonfeldner Hochland	6,3%	*	0,29	-17,8%	-18,2%	-20,3%	-13,9%
Böhmerwald	5,6%	*	-0,01	-3,3%	-3,1%	-4,9%	-3,1%
Sauwald	4,2%	*	-0,06	-1,2%	+1,9%	-12,7%	+3%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	4,0%	*	0,03	+43,2%	+52,9%	+7,4%	+44,6%
Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	3,8%	*	-0,10	+24,8%	+28,9%	+3,9%	+29,4%
Eferdinger Becken	3,6%	*	0,48	-44,1%	-37,2%	-48,2%	-4%
Machland	3,3%	*	0,35	+26,3%	+31,5%	-5,2%	+35%
Freiwald und Weinsberger Wald	3,1%		0,27	-6%	-5,7%	-6,6%	-5,7%
Linzer Feld	1,9%		0,69	+3,5%	-11,1%	-19,7%	-0,1%
Alpen	1,4%		0,13	+16,3%	+15,7%	+16,1%	+15,6%

Heidelerche

Für die Modellierung der Heidelerche standen Daten aus dem Monitoring, aber auch aus Gebiets- und Arterhebungen (z. B. das oberösterreichische Heidelerchen-Projekt; UHL et al. 2008) zur Verfügung. Um letzteren bei der Modellierung kein zu starkes Gewicht zu geben und kein zu eng an die gut und flächig untersuchten Gebietes angelehntes Verbreitungsmodell zu erhalten, wurde wie in anderen vergleichbaren Fällen eine zufällige Stichprobe aus den Erhebungsdaten gezogen. Mit einem Test-AUC von 0,997 liegt für diese Art ein hervorragendes Modell vor.

Der Naturraum „Aist-Naarn-Kuppenland“ allein vereint bereits 54 % des gesamten oberösterreichischen Habitatpotentials auf sich und ist zudem durch die bei weitem höchsten Potentialdichten gekennzeichnet; auf „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“ entfallen 22 %, ansonsten sind nur noch die drei andern Naturräume der Böhmisches Masse relevant.

In allen Szenarien werden für gesamt Österreich sehr deutliche Zunahmen um 15 bis 21 % vorausgesagt, wobei die Szenarien ohne Brachen-Mindestflächen besser abschneiden (Abb. 85). In Oberösterreich, wo die Art als vom Aussterben bedroht gilt, fallen nur marginale Zunahmen um 3–4 % an und eine sehr geringe Abnahme in Szenario S2.

Heidelerche

Habitat-eignung (2008)

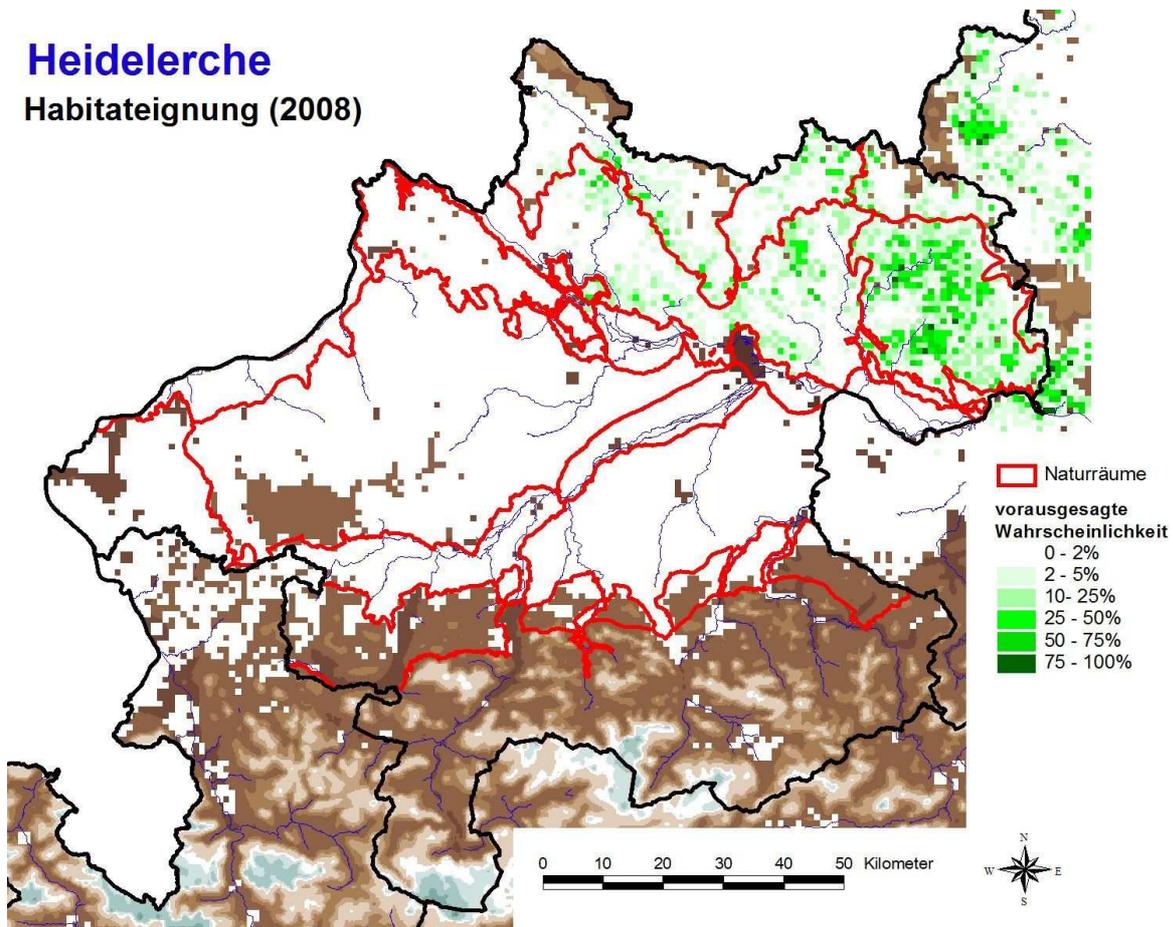


Abbildung 84: Verbreitungsmodell für die Heidelerche in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

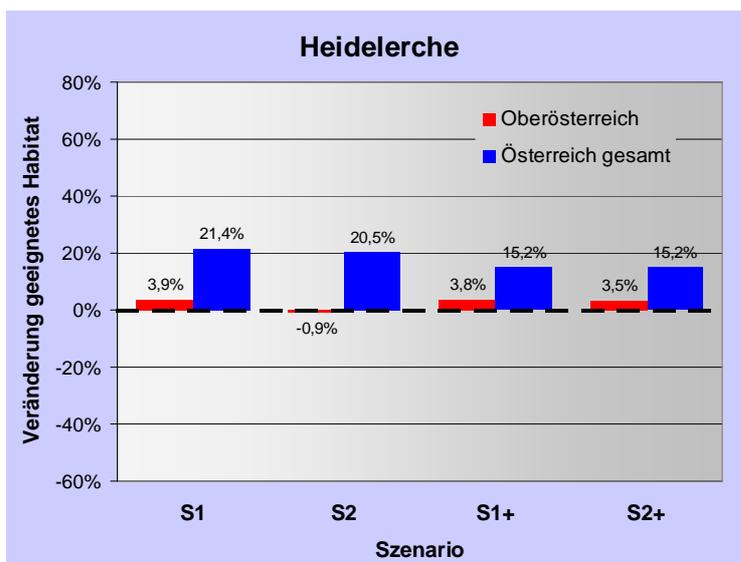


Abbildung 85: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Heidelerche gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Heidelerche

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

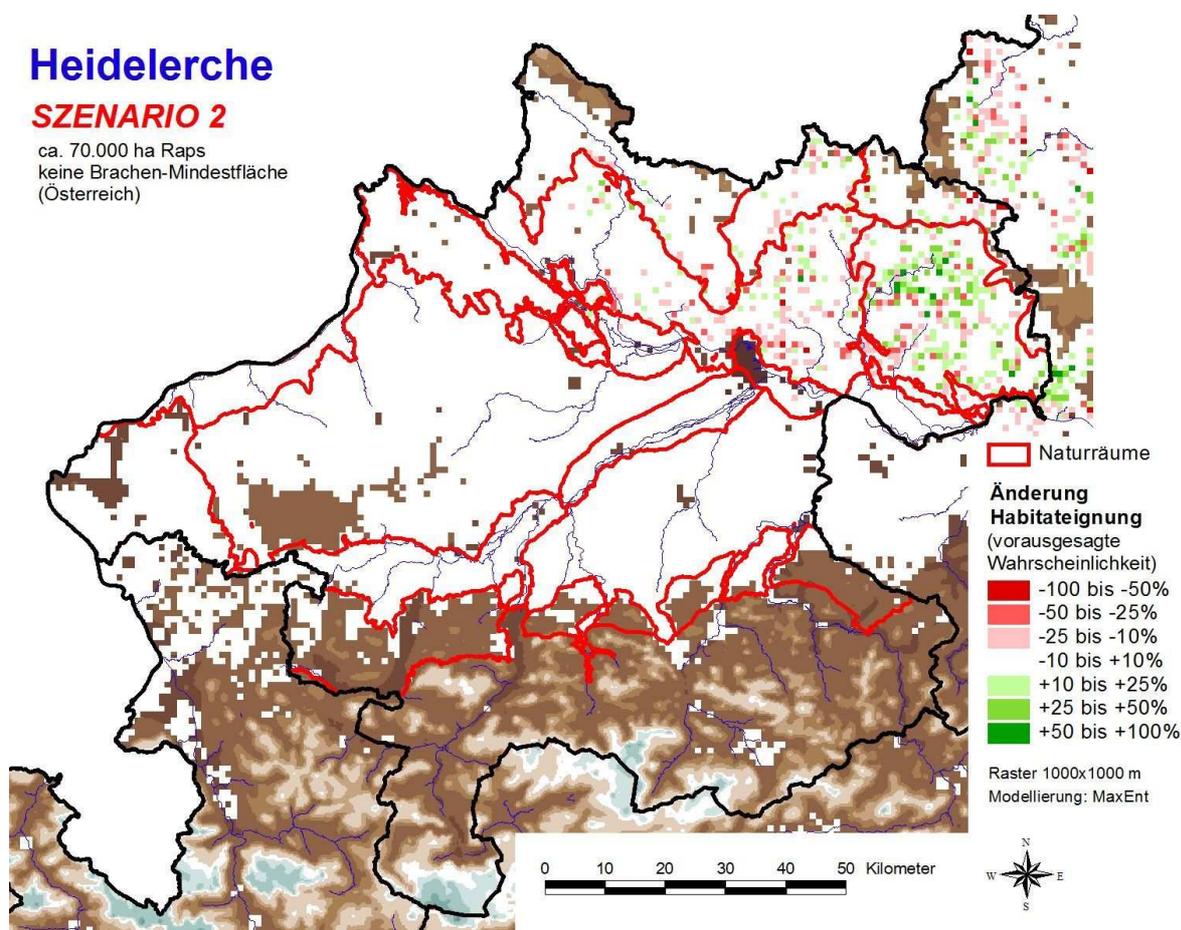


Abbildung 86: Raster mit Änderung der Habitateignung für die Heidelerche gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Tabelle 16: Bilanzierung des Habitatpotentials für die Heidelerche gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Aist-Naarn-Kuppenland	54,2%	* 0,87	-17,5%	-17,9%	-18,7%	-18%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	22,4%	* 0,26	+37,8%	+37,5%	+21,3%	+35%
Böhmerwald	8,3%	* 0,20	+9,1%	+9,1%	+7,7%	+9,1%
Freiwald und Weinsberger Wald	6,5%	* 0,58	+22,8%	+22,5%	+22,8%	+22,5%
Leonfeldner Hochland	6,3%	0,29	+12,8%	+15%	+16,9%	+27,9%

Szenario S2 sagt zwar markante Abnahmen (um 19%) im bei weitem wichtigsten Naturraum („Aist-Naarn-Kuppenland“) voraus, die im Übrigen auch alle anderen Szenarien betreffen. Diese werden aber offenbar weitestgehend durch Zunahmen in anderen Naturräumen (v. a. „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler,“) ausgeglichen (Tab.16). Es kommt also offenbar generell zu einem Austausch zwischen den wichtigsten Teilpopulationen.

Schwarzmilan

Das Habitatpotential für diese Art ist in Oberösterreich sehr gering (vom Aussterben bedroht). Wegen der Seltenheit der Art in Österreich erreicht das Habitatmodell des Schwarzmilans einen extrem hohen Training-AUC (0,998). Der Test-AUC ist jedoch mit 0,708 deutlich geringer und zeigt gewisse Prognose-Unschärfen, dennoch wird das Areal im Vergleich mit dem Brutvogelatlas (BRADER & AUBRECHT 2003) sehr gut abgebildet (Abb. 87).

Das Habitatmodell sagt hohe Potentialsummen in den Naturräumen „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, „Südinntal Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauser Wald, Mattigtal“ und Inntal voraus, relativ hohe Potentialdichten aber auch für das Untere Trauntal.

Schwarzmilan

Habitat-eignung (2008)

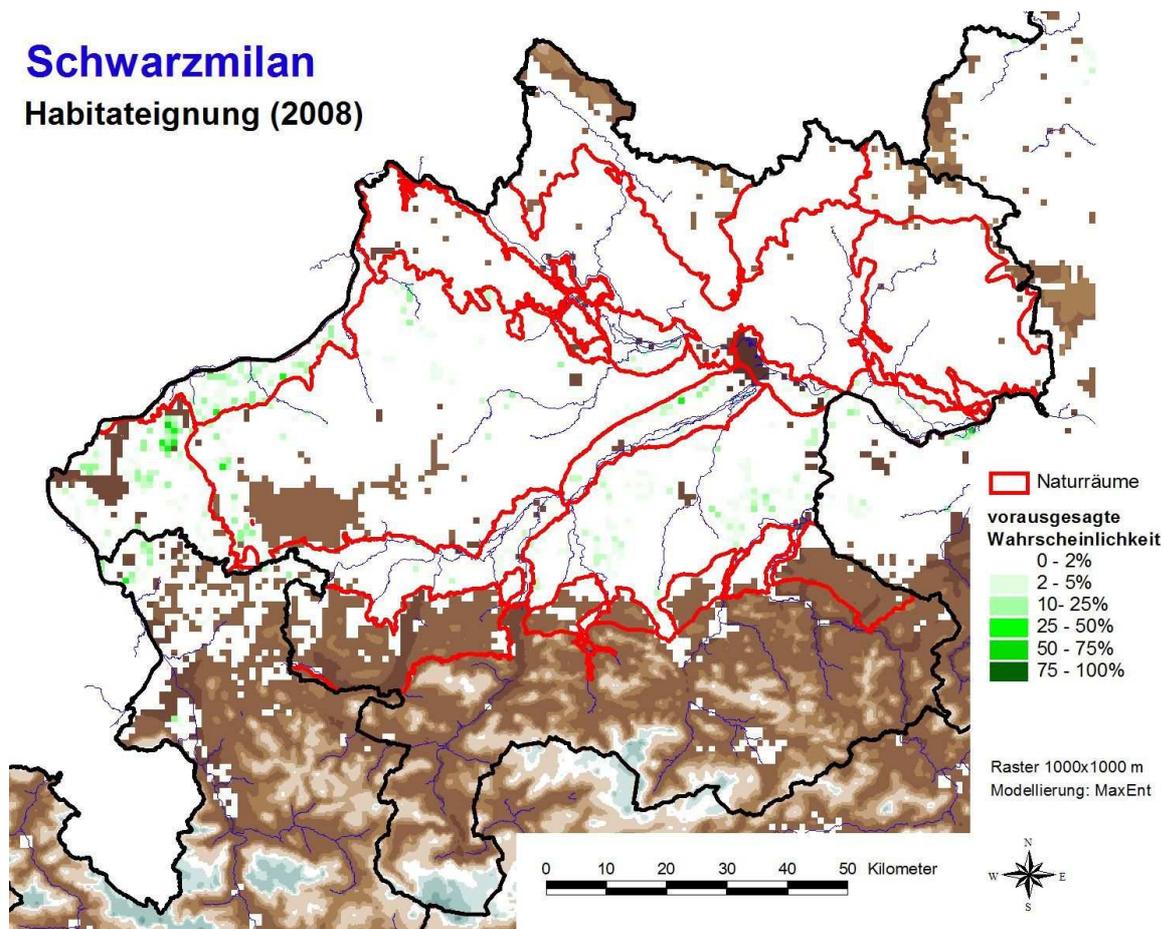


Abbildung 87: Verbreitungsmodell für den Schwarzmilan in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Alle Szenarien gehen von starken (21%) bis massiven (75%) Zunahmen in Oberösterreich aus (Abb. 88), die jedoch das „übliche“ Muster zeigen, dass die schlechtesten Ergebnisse für Szenario 2 und die besten für S1+ und S2+ vorliegen. Für das Bundesgebiet werden hingegen (demselben relativen Muster folgend) nur deutlich schwächere Zunahmen (25–32%) für S1+ und S2+ und Abnahmen für S1 und insbesondere S2 vorausgesagt.

Die stärksten Zunahmen werden für den auch bisher durch die höchsten Potentialsummen ausgezeichneten Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie das Inntal erwartet, während im zweitwichtigsten Gebiet („Südinntaler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“) sogar Abnahmen vorausgesagt werden.

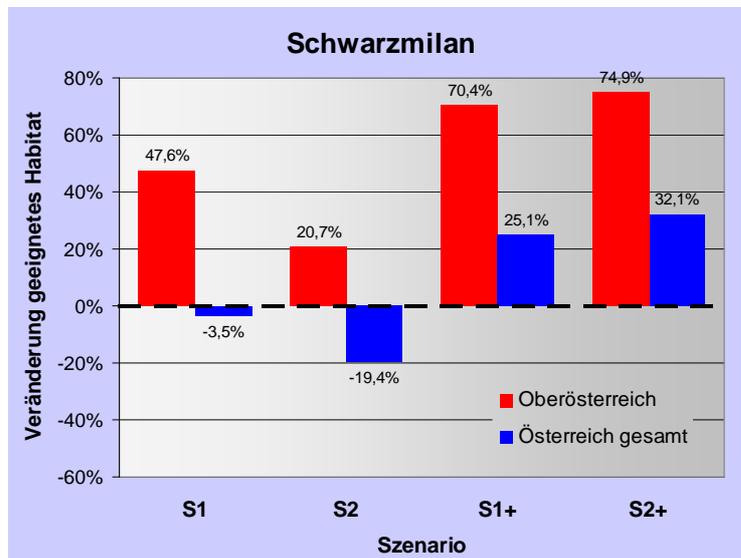


Abbildung 88: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für den Schwarzmilan gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Rohrweihe

Auch dieses Habitatmodell erreicht einen extrem hohen Training-AUC, hat aber mit einem Test-AUC sehr hohe Voraussageschärfe. Es zeichnet ein gutes Bild der potenziellen Verbreitung, allerdings werden wichtige Vorkommen am Unteren Inn nicht erkannt, vermutlich weil hier zu wenig Kulturland in den betreffenden Rastern erfasst ist (Abb. 89).

Die Naturräume „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ beinhalten die größten Anteile des oberösterreichischen Habitatpotentials, die höchsten Potentialdichten bestehen jedoch im Eferdinger Becken, im Machland und im Linzer Feld (Abb. 89).

In Oberösterreich lassen die Szenarien für die vom Aussterben bedrohte Rohrweihe eine neutrale (S2) bis ausgeprägt positive Entwicklung erwarten (Abb. 90). In etwa symmetrisch dazu fallen die Prognosen für Gesamt-Österreich ungünstiger mit deutlicher Abnahme unter S2 aus.

Unter dem günstigsten Szenario S1+ werden von relativ niedrigem Ausgangsniveau massive Zunahmen (um 58 %) für das Machland prognostiziert (Abb. 89), aber starke auch für das „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“. Völlig im Gegensatz dazu werden durch das ungünstigste Szenario S2 starke Abnahmen für das Machland vorausgesagt. Moderate Abnahmen im „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ werden durch ähnlich starke Zunahmen im „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ ausgeglichen.

Rohrweihe

Habitat-eignung (2008)

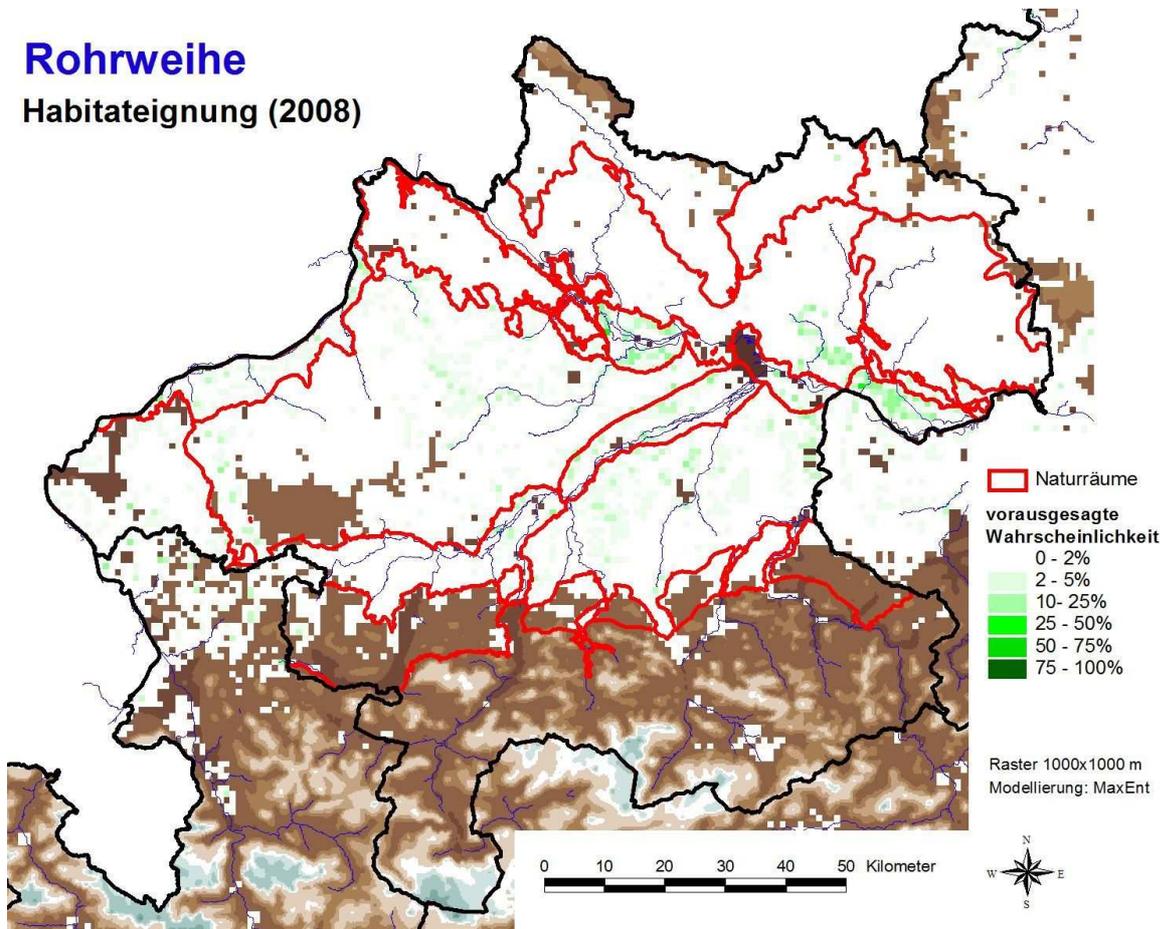


Abbildung 89: Verbreitungsmodell für die Rohrweihe in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

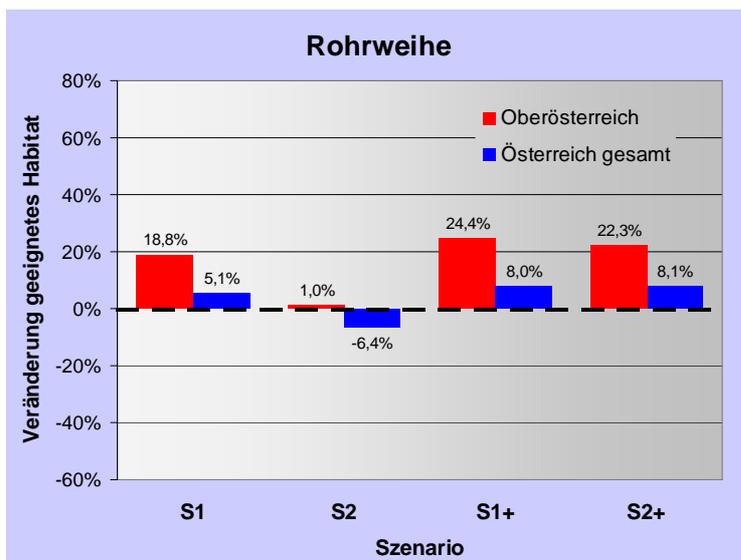


Abbildung 90: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Rohrweihe gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab.) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Auswirkungen auf Arten mit hoher Bedeutung Oberösterreichs und Acker-Spezialisten

Auf Oberösterreich entfällt 21,5 % des Ackerlandes in Österreich. Unter den bisher nicht im Detail behandelten, stärker an Ackerland gebundenen Arten haben Dohle und Goldammer in Oberösterreich wichtige Vorkommen, die ca. 27 % und 20 % ihres gesamtösterreichischen Habitatpotentials ausmachen. In diesem Abschnitt sollen darüber hinaus auch die Auswirkungen der Szenarien auf die Ackerspezialisten Grauammer, Rebhuhn und Wachtel trotz niedrigerer Potentialanteile in Oberösterreich (zwischen 4 und 10 %) besprochen werden. Schließlich werden die Ergebnisse für Rauchschnalbe, Grünling und Ringeltaube kurz erwähnt, da sich zwischen 22 und 23 % des Habitatpotentials dieser Arten in Oberösterreich befindet.

Dohle

Habitateignung (2008)

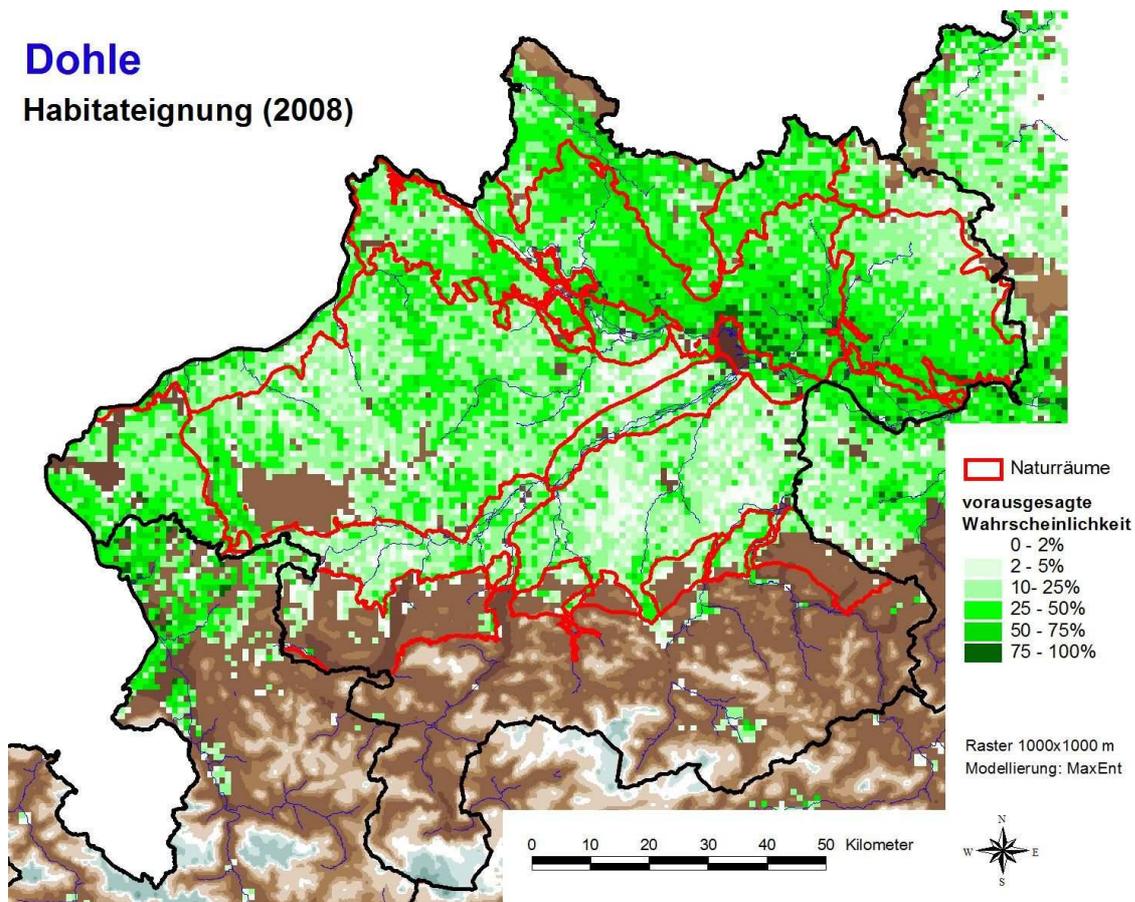


Abbildung 91: Verbreitungsmodell für die Dohle in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2 %; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Dohle

Das Habitatpotential der Dohle verteilt sich relativ gleichförmig über Oberösterreich (Abb. 91). Training-AUC (0,906) und Test-AUC (0,839) sind sehr hoch. Die größten Potentialsummen entfallen auf die Naturräume „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ (hier auch mit hohen Potentialdichten), „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, „Aist-Naarn-Kuppenland“ und „Böhmerwald“.

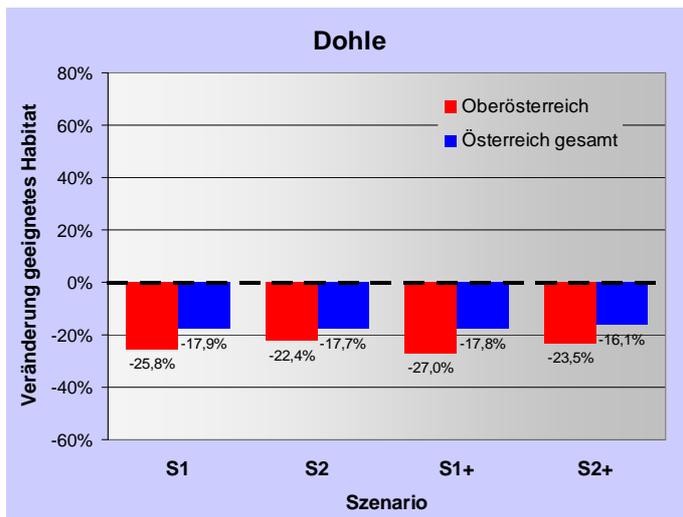


Abbildung 92: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Dohle gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

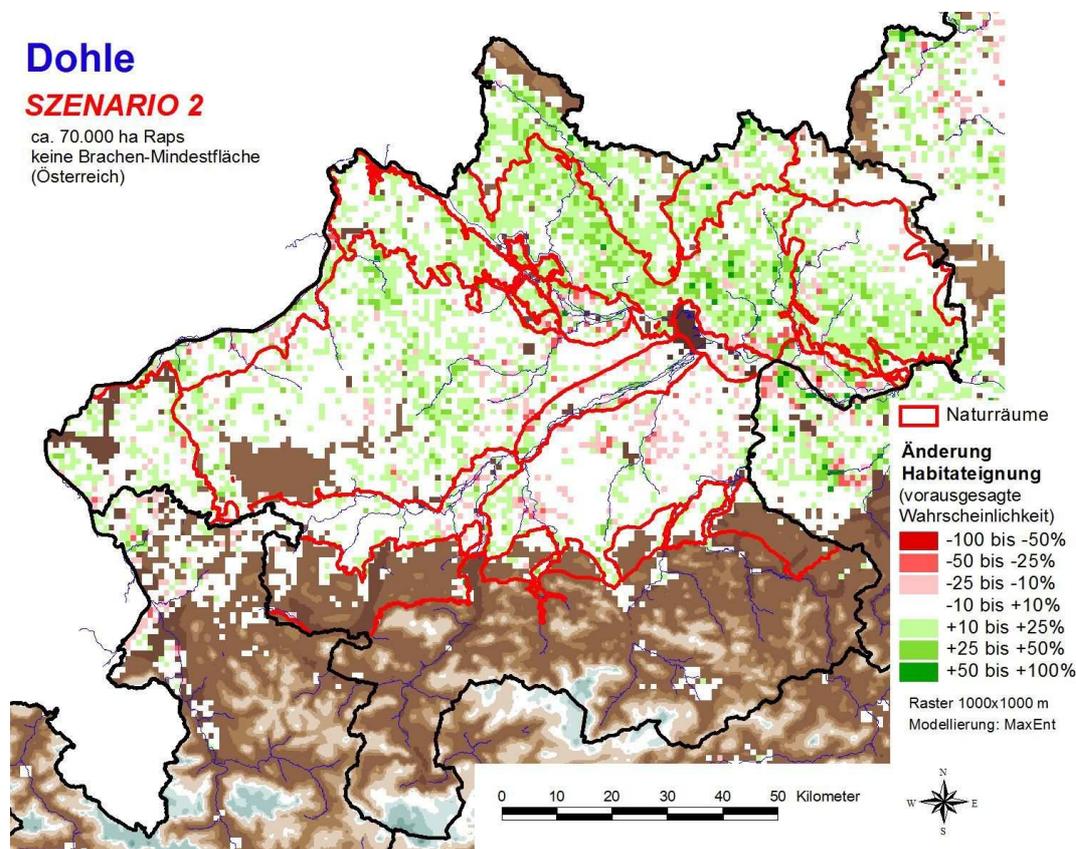


Abbildung 93: Raster mit Änderung der Habitateignung für die Dohle gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Entgegen dem oberflächlich positiven optischen Eindruck in Abb. 93 werden für die Dohle sehr gleichmäßige Abnahmen für alle Szenarien vorausgesagt, die in Oberösterreich mit 22 bis 27% etwas ungünstiger für diese nahezu gefährdete Art ausfallen als im gesamten Bundesgebiet (Abb. 92).

In den wichtigsten Gebieten mit den größten Potentialsummen werden relativ gleichförmig über die Szenarien verteilte Abnahmen um 21 bis 37 % vorausgesagt, diese fallen einzig im „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ deutlich geringer (2 bis 11 %) aus (Tab. 17). Minimale Zunahmen betreffen nur Naturräume mit geringem Gesamtpotential in Szenario 2.

Tabelle 17: Bilanzierung des Habitatpotentials für die Dohle gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+	
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	21,4%	*	0,23	-32%	-33,2%	-29,8%	-30,7%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	17,5%	*	-0,28	-28,3%	-28,5%	-20,7%	-24,3%
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	12,2%	*	-0,07	-6,7%	-10,7%	-8,7%	-1,5%
Aist-Naarn-Kuppenland	8,8%	*	0,08	-34,5%	-34,9%	-33,7%	-34,4%
Böhmerwald	7,4%	*	0,14	-37,1%	-37,2%	-36,8%	-37,2%
Sauwald	5,0%	*	0,03	-33,4%	-34,1%	-30,1%	-33,4%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	4,8%	*	0,12	-20,1%	-24%	-13,7%	-23,1%
Südinntaler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	4,7%	*	0,02	-20,7%	-20,5%	-14,3%	-21,3%
Leonfeldner Hochland	3,6%	*	0,00	-33,6%	-33,6%	-28,3%	-29,7%
Voralpen	3,3%	*	-0,02	-23%	-22,5%	-20,4%	-23,2%
Inntal	2,2%	*	-0,12	-27,2%	-33,2%	-20,6%	-26%
Machland	2,2%		0,15	-13,8%	-13,9%	+4%	+9,1%
Eferdinger Becken	1,7%		0,13	-12,3%	-14,2%	-12%	-15%
Linzer Feld	1,1%		0,51	-2,5%	-9,5%	+4,5%	-4,6%

Goldammer

Auch bei dieser Art gehen ausschließlich Daten aus dem Monitoring ein, aus denen das hervorragende Habitatmodell (Training-AUC: 0,904, Test-AUC: 0,785) eine beinahe annähernd flächendeckende Verbreitung in Oberösterreich voraussagt (Abb. 94); die Habitatpotentiale dünnen in manchen Regionen jedoch deutlich aus (z. B. „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, „Sauwald“). Die größte Potentialsumme betrifft das „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, das auch die höchsten Potentialdichten aufweist.

Goldammer

Habitat-eignung (2008)

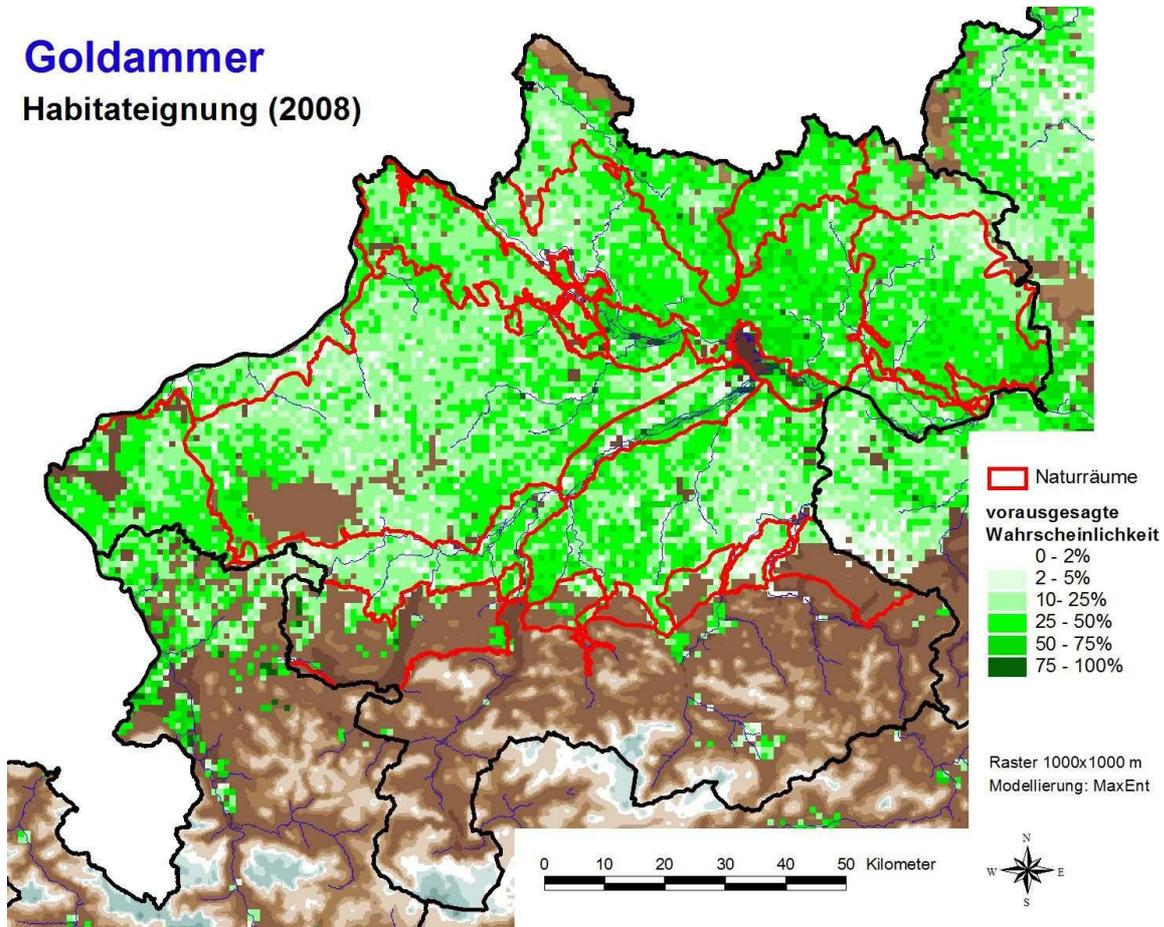


Abbildung 94: Verbreitungsmodell für die Goldammer in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

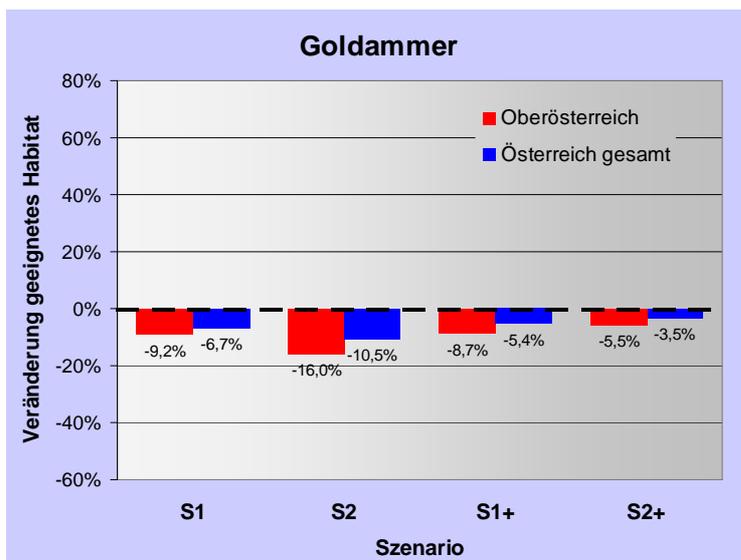


Abbildung 95: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Goldammer gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Goldammer

SZENARIO 2

ca. 70.000 ha Raps
keine Brachen-Mindestfläche
(Österreich)

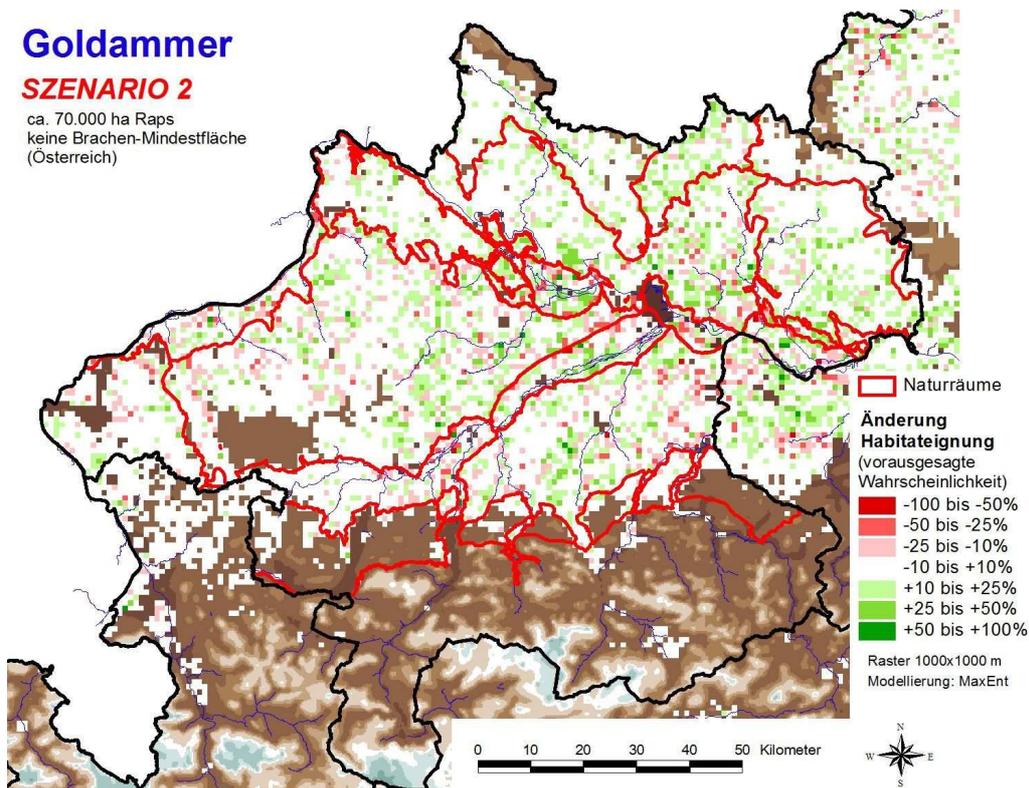


Abbildung 96: Raster mit Änderung der Habitatsignung für die Goldammer gemäß Szenario 2. Der Abbildung ist nicht das Ausmaß der Änderungen geeigneten Habitats zu entnehmen, sondern lediglich die geografische Lage von relativen Änderungen.

Für die Goldammer werden durchwegs Abnahmen vorausgesagt, die in den Szenarien ohne Brachen-Mindestfläche deutlicher ausfallen und in Oberösterreich mit 5 bis 16 % stärker ausgeprägt sind als im Bundesgebiet; am ungünstigsten ist Szenario 2. Wie bei anderen Arten täuscht die kartografische Abbildung relativer Änderungen des Habitatpotentials und erweckt den Eindruck überwiegender Zunahmen (Abb. 95), die allerdings Bereiche mit geringem Habitatpotential im Jahr 2008 betreffen.

In Summe werden für S2 starke Abnahmen (um 14 %) im wichtigsten Gebiet („Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“) sowie noch deutlicher ausgeprägte (um 19 bis 22 %) in den wichtigsten Bereichen der Böhmisches Masse vorausgesagt (Tab. 18), während Zunahmen auf Ebene der Naturräume praktisch vollkommen fehlen.

Tabelle 18: Bilanzierung des Habitatpotentials für die Goldammer gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	19,8% *	0,21	-4,5%	-1,3%	-14,3%	+4%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	17,1% *	-0,29	-8,5%	-9,5%	-22%	-6,5%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	15,1% *	0,02	-16%	-16,8%	-19,7%	-13,6%
Aist-Naarn-Kuppenland	8,5% *	0,07	-21,7%	-21,9%	-22,3%	-21,7%
Böhmerwald	5,8% *	0,01	-17,9%	-17,9%	-18,6%	-17,9%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	5,5% *	0,19	+8%	+9,9%	-5,5%	+8,4%
Südinntvierter Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	4,5% *	0,00	+0,5%	+1,8%	-9,2%	+1,9%
Voralpen	4,3% *	0,11	+2,7%	+1,4%	-1,9%	+2%
Sauwald	4,2% *	-0,07	-18,3%	-16,8%	-23,2%	-16,7%
Leonfeldner Hochland	3,7% *	0,02	-19%	-18,9%	-20,5%	-16,5%
Unteres Trauntal	2,5% *	0,14	-11,7%	-14,7%	-13,2%	+7,2%
Freiwald und Weinsberger Wald	2,1%	0,08	-12%	-11,7%	-12,1%	-11,8%
Eferdinger Becken	1,8%	0,17	-9,4%	+0,6%	-15,6%	-2,6%
Linzer Feld	1,1%	0,51	+0,4%	-8,1%	+2,4%	+12,9%

Grauummer

Abb. 97 lässt für die Grauummer (bei der eine Mischung aus Monitoring- und Gebietsdaten verwendet wurde) eher weit verstreute und in Summe geringe Habitatpotentiale erkennen; das Habitatmodell ist mit einem Training-AUC von 0,986 und einem Test-AUC von 0,854 als hervorragend zu bezeichnen.

Auf die Naturräume „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“, „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie „Südinntvierter Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“ entfallen die größten Potentialsummen, eine hohe Potentialdichte hat das Machland.

In Oberösterreich sagen die Szenarien mit Mindest-Brachenflächen erwartungsgemäß günstige Bedingungen (Zunahmen um knapp über 9 bis 13 %) für aus, während in Szenario S2 für diese vom Aussterben bedrohte Art Abnahmen um 11 % anfallen und sich S1 intermediär auswirkt. Bei grundsätzlicher Symmetrie fallen die Auswirkungen im Bundesgebiet mit Ausnahme von S2 neutraler aus.

Unter Szenario 2 sind Abnahmen der Habitatpotentiale in beinahe allen Naturräumen, aber im weit stärkeren Ausmaß in Naturräumen mit geringen Gesamtpotentialen (z. B. „Voralpen“, Machland, Unteres Trauntal) zu erwarten.

Graumammer Habitateignung (2008)

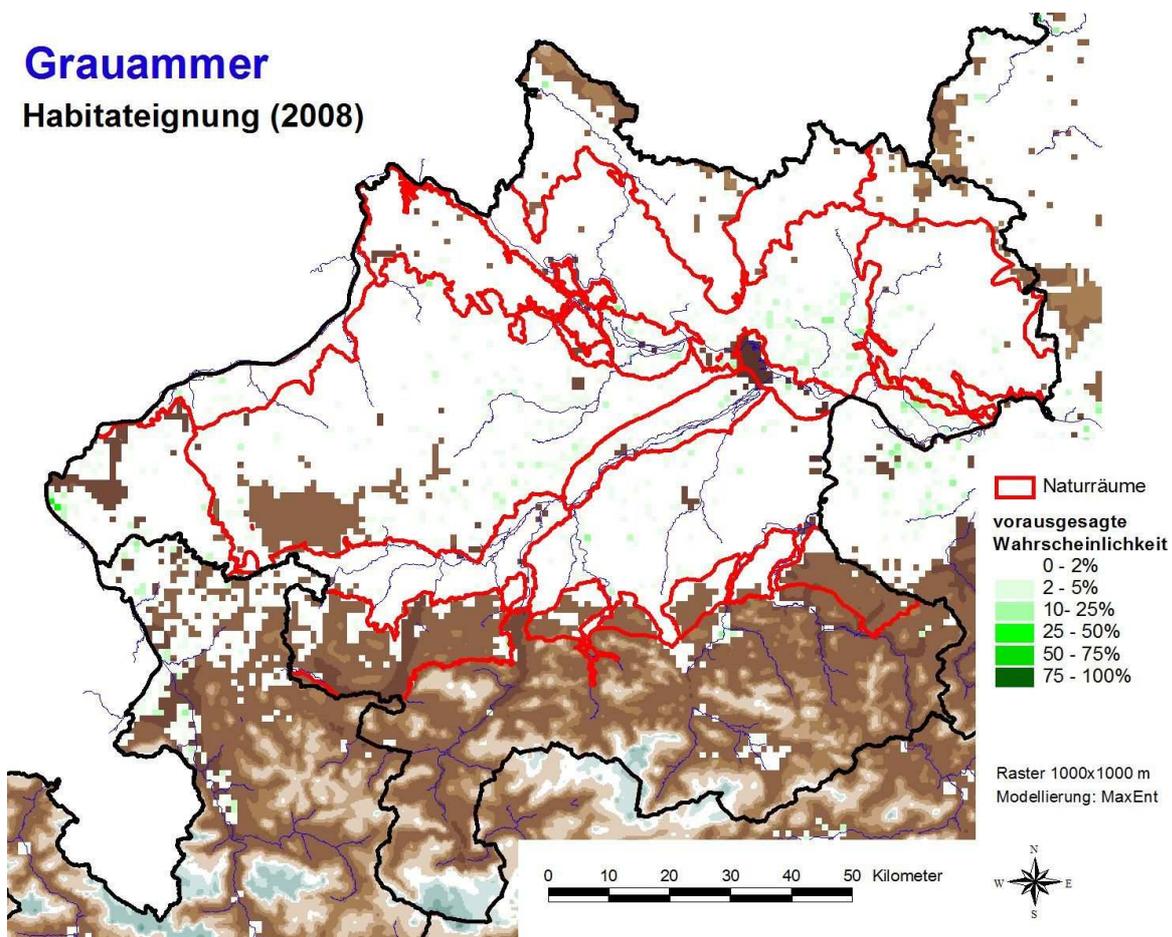


Abbildung 97: Verbreitungsmodell für die Graumammer in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

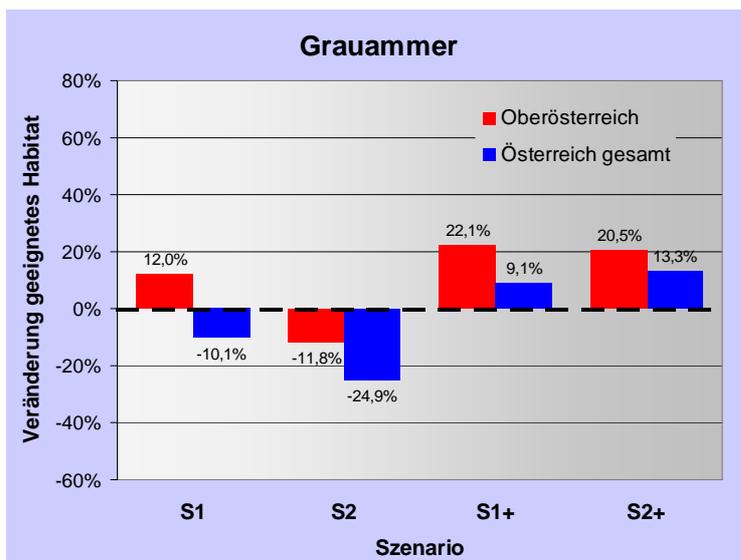


Abbildung 98: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Graumammer gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Rebhuhn

Für diese im Rahmen des Monitorings, aus dem die allermeisten Daten stammen, wohl unzureichend erfasste Art wird ein sehr „dünn“ Habitatpotential modelliert (Abb. 99). Da die Art zwischen 1998 und 2009 um 30 % abnahm (TEUFELBAUER 2009), könnten damit auch die Unterschiede zwischen dem hervorragenden Habitatmodell (Training-AUC: 0,998, Test-AUC: 0,912) und dem Brutvogelatlas zu erklären sein. Die Naturräume mit den größten Potentialsummen sind „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauser Wald, Mattigtal“, „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“, „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ sowie „Unteres Trauntal“. Hohe Potentialdichten werden jedoch v. a. dem Unteren Trauntal, dem Machland, dem Linzer Feld und dem Eferdinger Becken zugeschrieben.

Rebhuhn

Habitateignung (2008)

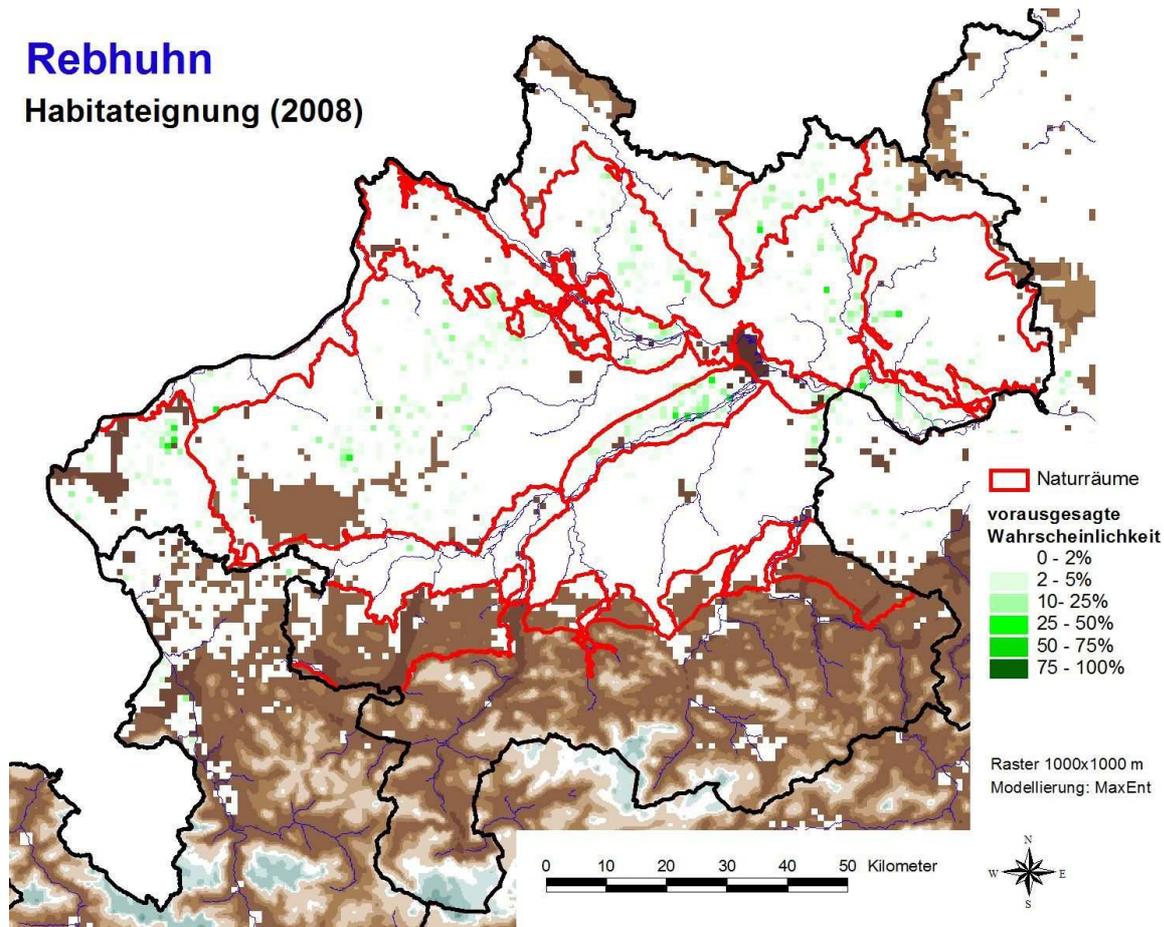


Abbildung 99: Verbreitungsmodell für das Rebhuhn in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2 %; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

Die günstigsten Bedingungen für diese in Oberösterreich gefährdete Art werden erwartungsgemäß durch Szenario S2+ (Zunahmen um 12 %) vorausgesagt, die ungünstigsten für S2 (Abnahme um 2 %). Generell sind die Prognosen für Oberösterreich besser als für ganz Österreich (Abb. 100).

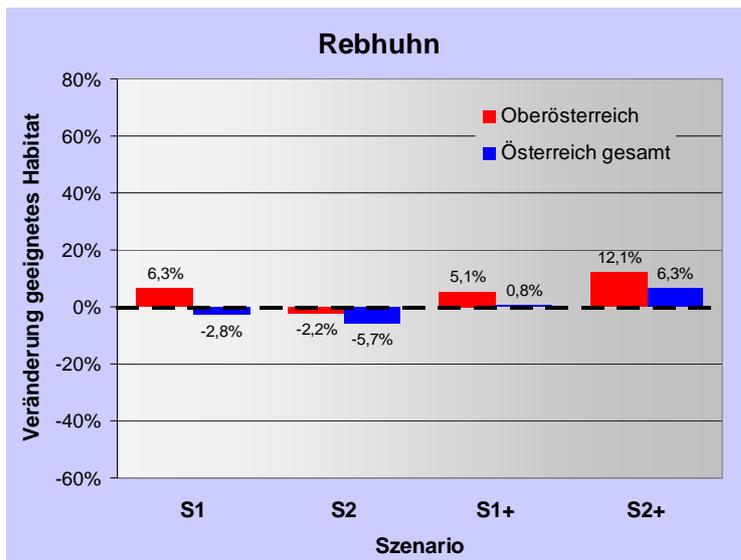


Abbildung 100: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für das Rebhuhn gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Wachtel

Für die Wachtel wurden überwiegend Monitoringdaten, aber auch Daten aus gebietsbezogenen Erhebungen verwendet. Abb. 101 zeigt die Habitatpotentiale, die sich gemäß Habitatmodell (Training-AUC: 0,981, Test-AUC: 0,866) recht inhomogen über Oberösterreich verteilen. „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, „Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen“, „Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler“ sowie das Untere Trauntal beinhalten zusammen die Hauptmasse des Habitatpotentials. Hohe Potentialdichten werden für den erstgenannten Naturraum, das Enns- und Steyrtal, aber insbesondere für das Untere Trauntal, das Eferdinger Becken und das Linzer Feld vorausgesagt (Tab. 19).

Die Prognosen für Oberösterreich beinhalten für diese gefährdete Art deutliche Zunahmen (um 8 bis 19 %) unter S1+ und S2+ sowie S1, während S2 neutral ist (Abb. 102). Im Gegensatz dazu werden für Österreich gesamt deutliche Abnahmen für S1 und S2 vorausgesagt und annähernd neutrale Ergebnisse für S1+ und S2+.

Unter dem günstigsten Szenario (S2+) würde die Wachtel v. a. im bereits derzeit wichtigsten Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ (um 44 %) zunehmen, eine sehr starke Zunahme wäre aber auch für das Machland zu erwarten (Tab. 19). Bei Zutreffen des ungünstigsten Szenarios (S2) wäre zwar mit Zunahmen in den Gebieten mit hohem Gesamtpotential zu rechnen, aber auch mit stärkeren Abnahmen etwa in den Naturräumen „Unteres Trauntal“ und „Südinviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“.

Wachtel

Habitat-eignung (2008)

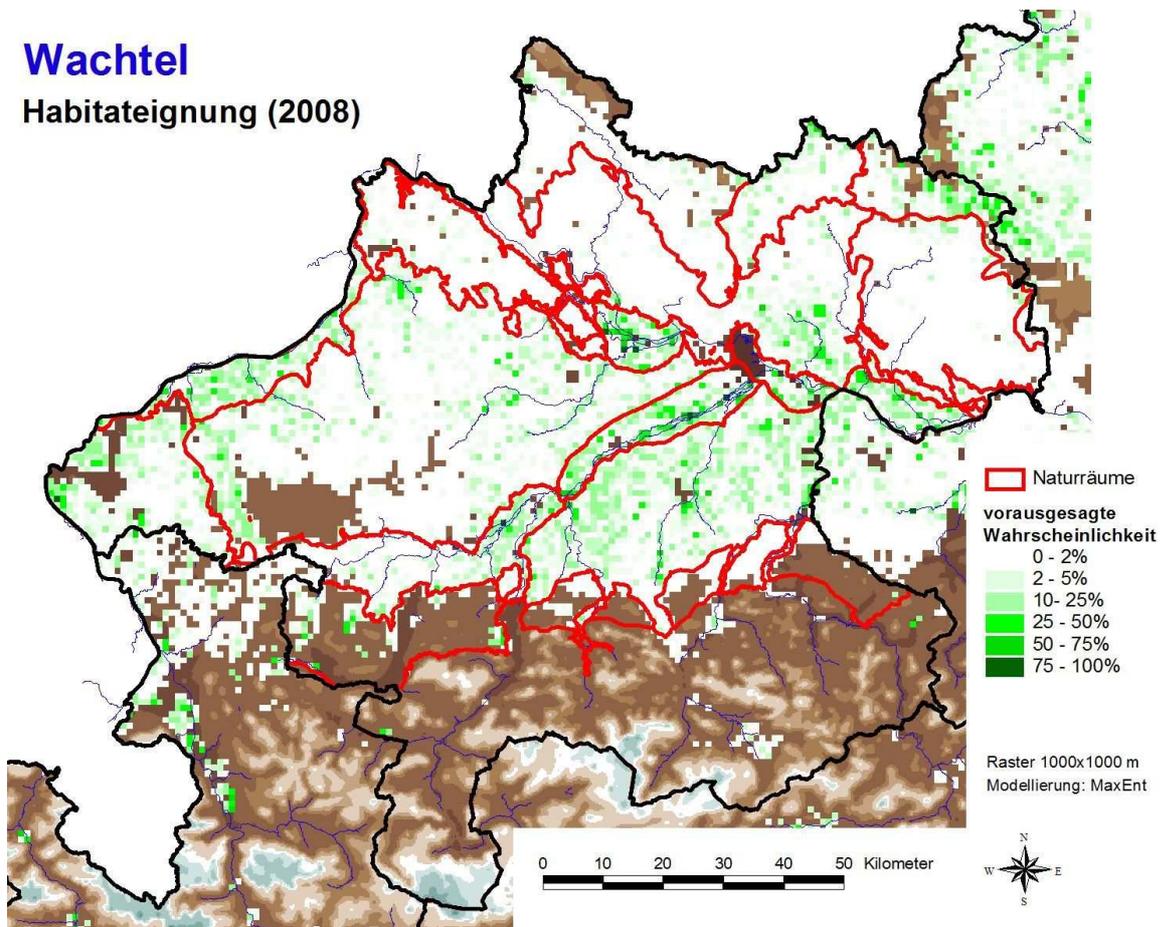


Abbildung 101: Verbreitungsmodell für die Wachtel in Rastern mit Ackerflächen in Oberösterreich auf Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzung in 2008. Weiße Flächen sind Raster mit Erwartungswerten unter 2%; als Hintergrund-Layer ist abseits dieser Raster ein Höhenmodell dargestellt (dunkler in tieferen Lagen, hell blau bzw. weißlich in den höchsten Lagen).

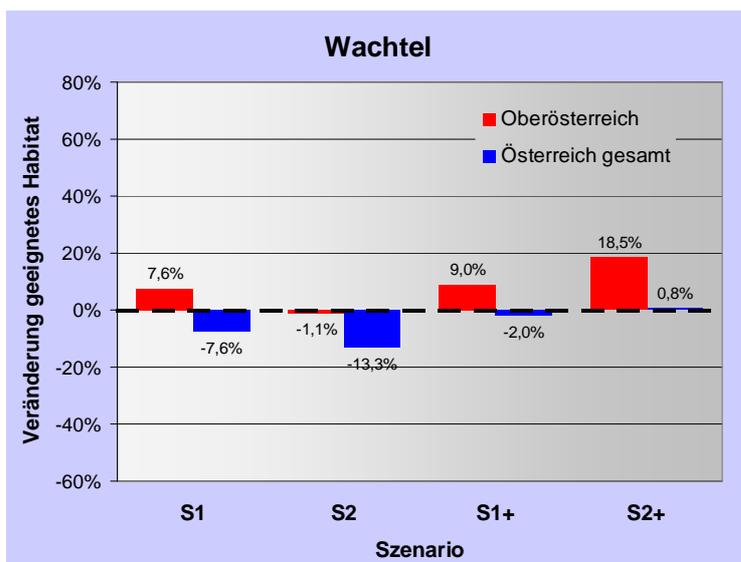


Abbildung 102: Bilanzierung des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die Wachtel gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in Oberösterreich und Österreich gesamt.

Table 19: Bilanzierung des Habitatpotentials für die Wachtel gemäß den vier Szenarien (vgl. Tab. 1) in jenen Naturräumen, die zusammen mindestens 90 % des geeigneten Habitats (*) oder eine überproportionale Dichte des Habitatpotentials (Präferenzwert) beinhalten. Der Präferenzwert (Jacobs' preference index; JACOBS, 1974) gibt an, ob der Anteil des Habitatpotentials des jeweiligen Naturraums über (Werte > 0 bis +1) oder unter (< 0 bis -1) dem Anteil des INVEKOS-Kulturlands liegt.

Naturraum	Habitat-Potential in %	*	Präferenz-Wert	Szenario 1	Szenario 1+	Szenario 2	Szenario 2+
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	30,2%	*	0,46	+24,4%	+28,2%	+10,5%	+44,2%
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal	14,4%	*	-0,38	+13,8%	+13,9%	+1,9%	+18,8%
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	7,7%	*	0,36	+22,3%	+21,3%	+9,3%	+21,4%
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	6,8%	*	-0,40	-9%	-6,9%	-10,6%	+9,7%
Unteres Trauntal	6,4%	*	0,57	-18,2%	-21,9%	-18,4%	+8,2%
Südinntviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	5,4%	*	0,09	-17,8%	-17,4%	-24,2%	-17,6%
Inntal	5,0%	*	0,28	+20,1%	+27%	+2,9%	+23,9%
Eferdinger Becken	4,4%	*	0,55	-6,2%	-12,2%	-15%	-5,8%
Freiwald und Weinsberger Wald	3,9%	*	0,37	-45,2%	-44%	-45,2%	-41%
Voralpen	3,6%	*	0,02	+1,6%	+2,9%	+1,6%	+3,7%
Machland	3,2%	*	0,33	+47,6%	+54,8%	+50,7%	+67,2%
Linzer Feld	1,6%		0,64	+24,3%	+17,4%	+14,6%	+32,9%

Weitere Arten

Für den relativ anspruchslosen Generalisten Ringeltaube, für den ausschließlich Monitoringdaten berücksichtigt wurden, sagen die Habitatmodelle keine wesentlichen Veränderungen des Habitatpotentials sowohl in Oberösterreich als auch im Bundesgebiet voraus, obwohl eine Tendenz zu besseren Ergebnissen unter S1+ und S2+ erkennbar ist.

Im Falle des Grünlings ist mit Abnahmen um 7 bis 11 % zu rechnen, die unter S2 am stärksten ausfallen. Bei sehr ähnlichen Effekten fallen diese in ganz Österreich moderater aus.

Die Szenarien wirken sich insgesamt negativ auf das Gesamt-Habitatpotential der nahezu gefährdeten Rauchschnalbe aus, wobei erneut S2 mit einer Abnahme um 21 % am ungünstigsten ist und (in Relation) die Szenarien S1+ und A3+ an günstigsten. Diese Rückgänge fallen in gesamt Österreich sehr ähnlich, aber weniger stark aus.

Zu erwähnen ist noch, dass für die vom Aussterben bedrohte Schafstelze eine starke Abnahme (um 22 %) unter Szenario S2 und eine schwächere (um 4 %) unter Szenario S1 zu erwarten ist, für die beiden Szenarien mit Mindestbrachenfläche jedoch deutliche Zunahmen (14–17 %).

Auswirkungen in Naturräumen

Ornithologische Bedeutung: Bevor eine Bewertung der Auswirkungen der Szenarien auf die Naturräume vorgenommen wird, soll zunächst eine zusammenfassende ornithologische Bedeutung der Naturräume versucht werden. Hierfür können unterschiedliche Bewertungs-Kriterien herangezogen werden, Ausgangspunkt sind dabei jedoch die Fokus-Arten sowie gefährdete Arten der oberösterreichischen Roten Liste.

Im Naturraum Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal liegen gemäß Habitatmodellierung z. B. zwischen 21 % (Weißstorch) und 39 % (Kiebitz) des geeigneten Habitats der Fokus-Arten, der Mittelwert über alle Arten beträgt 28,9 % (Abb. 103). Dieser wertet die Habitatanteile aller Arten gleich und kann als Maß für die allgemeine Bedeutung hinsichtlich der **Fokus-Arten** gelten. Das bereits erwähnte Maximum berücksichtigt hingegen, dass dem genannten Naturraum für eine Art, den Kiebitz, die relativ größte Bedeutung zukommt (Abb. 104). Das Machland liegt gemäß Mittelwert auf Rang sechs, wegen der großen Bedeutung für den Steinkauz (10 % des geeigneten Habitats) kommt ihm bei der Maximum-basierten Bewertung Rang vier zu.

Analog dazu wurden Mittelwerte und Maxima für die **Gesamtheit aller Arten** berechnet (Abb. 103). Das Maximum streicht hier naturgemäß „Spitzengebiete“ für einzelne Arten heraus (z. B. neben den genannten Beispielen das Inntal für den Schwarzmilan und das Machland für den Steinkauz).

Wird hingegen eine Bewertung nach **gefährdeten Arten** vorgenommen (Abb. 104), kommt v. a. zum Tragen, dass die Heidelerche in zwei Naturräumen der Böhmisches Masse (Aist-Naarn-Kuppenland, südliches Mühlviertel) ihren Schwerpunkt (77 % des Habitatpotentials) hat, aber auch die konzentrierten Vorkommen das Steinkauzes; der Naturraum „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ beherbergt z. B. wichtige Potentiale (je 20–24 %) für Weißstorch, Kiebitz, Rebhuhn, Rohrweihe, Schwarzmilan und Graumammer. Die Bewertung nach **Arten im Anhang I der EU-Vogelschutz-Richtlinie** (Abb. 104) führt zu recht ähnlichen Ergebnissen.

Eine Analyse der Korrelationen zwischen diesen Parametern zeigt, dass die Bewertungen nach Mittelwerten weitestgehend übereinstimmen ($r = 0,838$ bis $0,989$, alle p 's $< 0,001$, $n = 17$); am ehesten unterscheiden sie sich zwischen Fokus-Arten und jenen des Anhangs I. Erwartungsgemäß führen die Bewertungen nach Maxima, welche die bedeutendsten Vorkommen jeweils einer speziellen Art betonen, zu stärker unterschiedlichen Ergebnissen insbesondere bei den Fokus-Arten ($r = 0,464$ bis $0,647$, alle p 's $\leq 0,005$, $n = 17$). Mittelwerte und Maxima resultieren demnach in deutlich unterschiedliche Bewertungen bei der Gesamtheit aller Arten ($r = 0,714$, $p < 0,001$) und gefährdeten Arten ($r = 0,73$, $p < 0,001$); die Übereinstimmung ist am höchsten bei den Fokus-Arten ($r = 0,924$, $p < 0,001$) und intermediär bei den Arten im Anhang I ($r = 0,867$, $p < 0,001$).

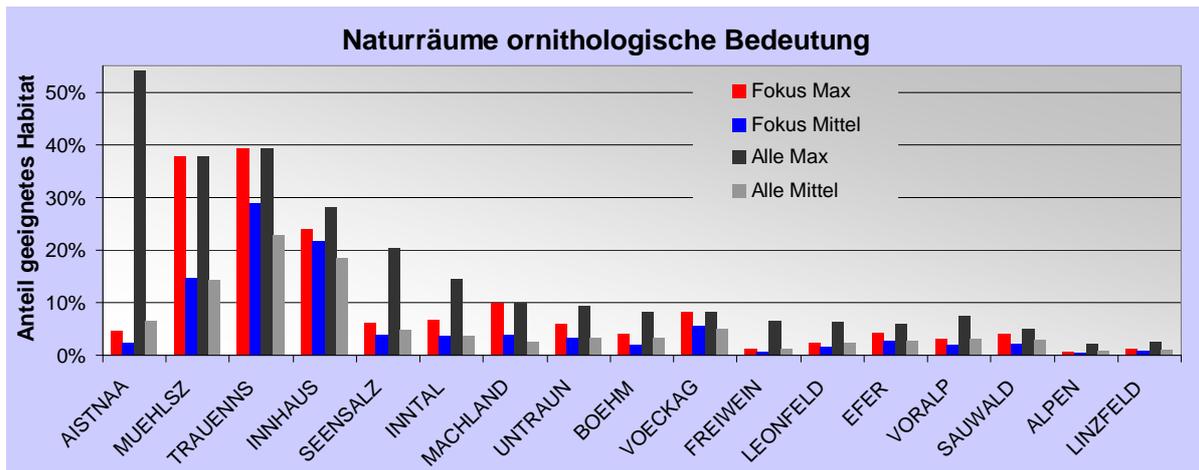


Abbildung 103: Bedeutung der Naturräume für die untersuchten Arten. Dargestellt sind für die Fokus-Arten (Steinkauz, Weißstorch, Kiebitz, Turmfalke und Feldlerche) sowie die Summe aller 31 untersuchten Arten jeweils die Mittelwerte und Maxima der Anteile geeigneten Habitats, das auf den jeweiligen Naturraum entfällt. Die Naturräume (Abkürzungen s. Tab. 1) sind angeordnet nach dem Maximum gefährdeten Rote Liste-Arten (vgl. Abb. 103).

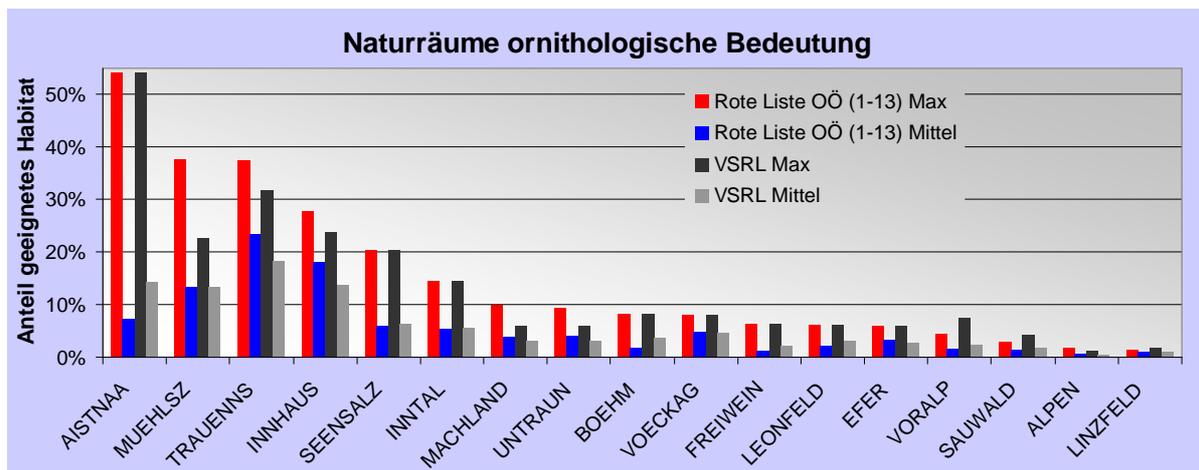


Abbildung 104: Bedeutung der Naturräume für die untersuchten Arten. Dargestellt sind für die gefährdeten Arten der oberösterreichischen Roten Liste sowie die Arten im Anhang I der EU-Vogelschutz-Richtlinie jeweils die Mittelwerte und Maxima der Anteile geeigneten Habitats, das auf den jeweiligen Naturraum entfällt. Die Naturräume (Abkürzungen s. Tab. 1) sind angeordnet nach dem Maximum der gefährdeten Rote Liste Arten (d. h., jenem Naturraum, in dem eine der Arten das meiste geeignete Habitat hat). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1 % ihres Habitatpotentials haben.

Auswirkungen auf gefährdete Vogelarten: Abb. 105 zeigt, dass von Szenario S2 in einigen Naturräumen starke negative Effekte mit erheblicher „Breitenwirkung“ ausgehen (wenn die mittlere Bedeutung als Kriterium angewendet wird). Im Naturraum „Aist-Naarn-Kuppenland“, des für gefährdete Arten insgesamt die größte Bedeutung hat, sind eine ganze Reihe relevanter Arten von Habitatverlusten betroffen; das sind z. B. Heidelerche (–19 % von 54 % des Habitatpotentials), Rebhuhn (–31 % von 5 % des Habitatpotentials) und Grauammer (–6 % von 6 % des Habitatpotentials). Im Naturraum „Südinntal Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“ betrifft dies unter anderem Schwarzmilan (–12 % von 21 % des Habitatpotentials), Rebhuhn (–38 % von 8 % des

Habitatpotentials) und Wachtel (-24 % von 5 % des Habitatpotentials). Ein weiterer in breitem Ausmaß negativ betroffener wichtiger Naturraum ist das Untere Trauntal v. a. für Schafstelze (-59 % von 5 % des Habitatpotentials), Wachtel (-18 % von 6 % des Habitatpotentials) und Rohrweihe (-13 % von 5 % des Habitatpotentials).

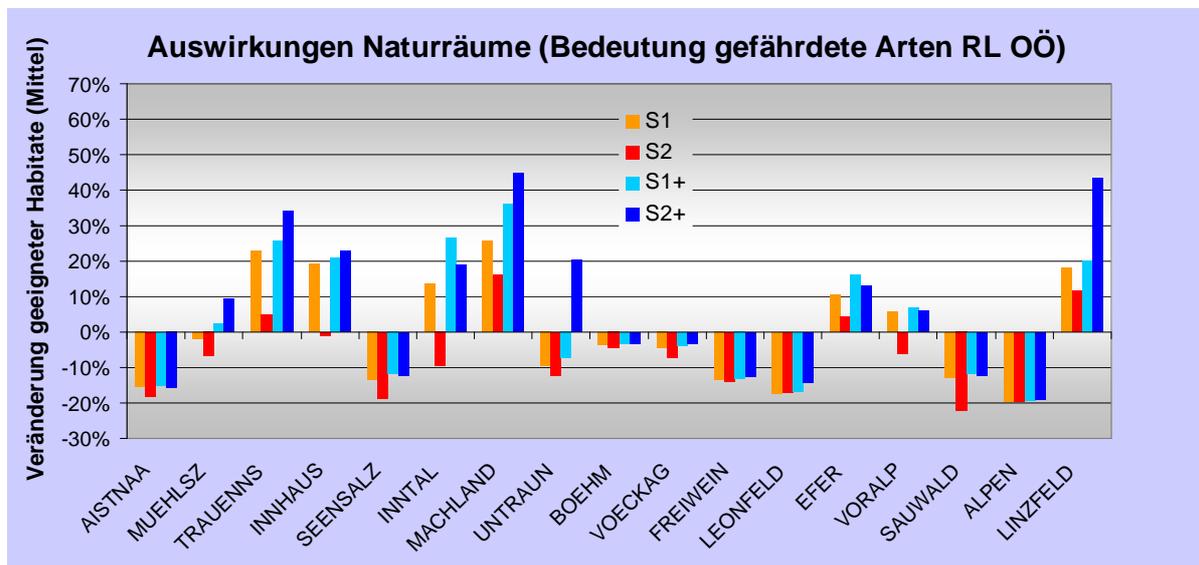


Abbildung 105: Mittlere Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat von gefährdeten Arten der oberösterreichischen Roten Liste in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für die gefährdeten Arten angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem >1% ihres Habitatpotentials haben.

Abb. 106 zeigt hingegen, dass in fast allen Naturräumen das Risiko besteht, dass zumindest eine der gefährdeten Arten stark abnimmt. Von Szenario S2 gehen die größten Maximal-Risiken (für einzelne Arten) in den Naturräumen Machland, „Freiwald- und Weinsberger Wald“ aus (Abnahmen über 40 %). Sie betreffen konkret im erstgenannten Gebiet die Schafstelze und im zweitgenannten die Wachtel; letztere Art hat im betreffenden jedoch nur 4 % ihres Habitatpotentials. Wesentlich relevanter ist daher, dass im Naturraum „Südnviertler Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“ unter demselben Szenario das Rebhuhn, das hier 8 % seines Habitatpotentials hat, um 38 % davon verlieren könnte.

Auswirkungen auf Fokus-Arten: Bezüglich „Breitenwirkung“ negativer Effekte von Szenario S2 ist der Naturraum „Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal“ besonders relevant (Abb. 107); hier sind mit Steinkauz (-68 % von 24 % des Habitatpotentials) und Turmfalke (-7 % von 28 % des Habitatpotentials) betroffen. Im Naturraum „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauber Wald, Mattigtal“ sind es z. B. Steinkauz (-64 % von 15 % des Habitatpotentials), Weißstorch (-4 % von 24 % des Habitatpotentials) und Kiebitz (-3 % von 24 % des Habitatpotentials).

Hohe Maximalrisiken (Abb. 107) betreffen hingegen fast ausschließlich den Steinkauz z. B. in den Naturräumen „Zentrales und südliches Mühlviertel Donauschlucht und Nebentäler“ (-50 % von 38 % des Habitatpotentials), Machland (-45 % von 10 % des Habitatpotentials) und „Inn- und Hausruckviertel, Kobernauber Wald, Mattigtal“ (-64 % von 27 % des Habitatpotentials).

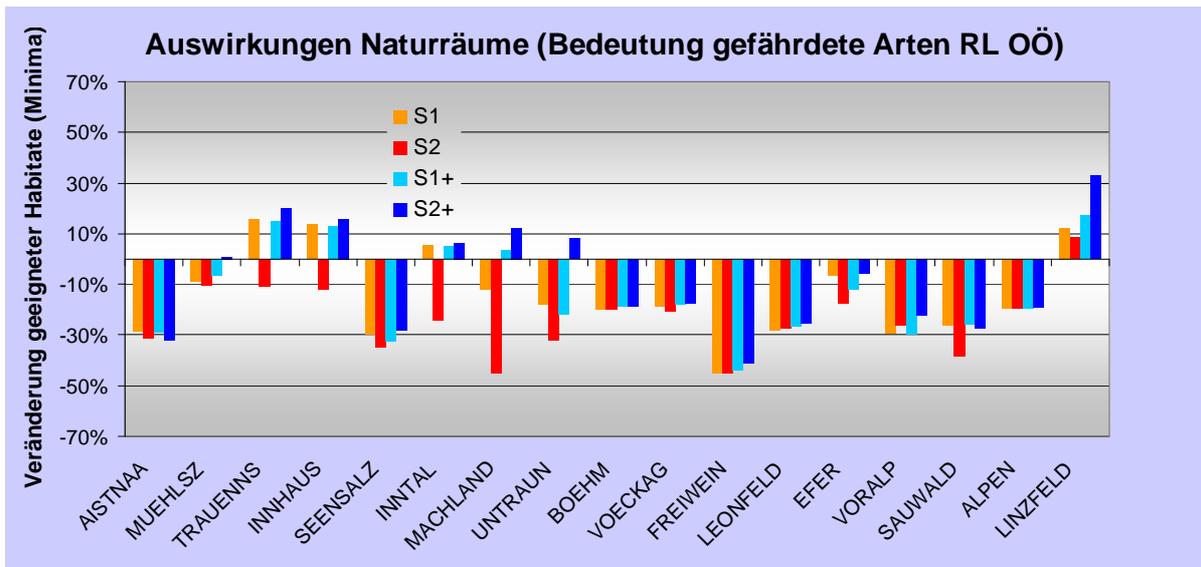


Abbildung 106: Ungünstigste Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat für die gefährdeten Arten der oberösterreichischen Roten Liste in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien (jeweils das schlechteste Ergebnis für eine der Arten). Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für gefährdete Arten angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1 % ihres Habitatpotentials haben.

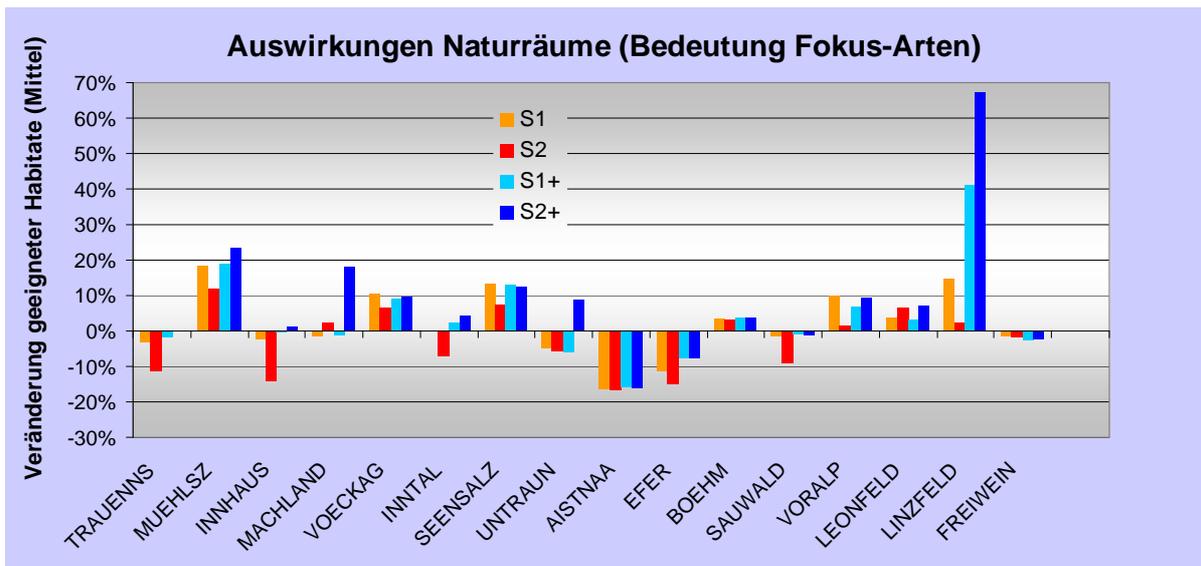


Abbildung 107: Mittlere Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat der Fokus-Arten in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für die Fokus-Arten angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1 % ihres Habitatpotentials haben.

Auswirkungen auf Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie: Gravierende Auswirkungen bestehen im Wesentlichen nur im Aist-Naarn-Kuppenland, und zwar unter allen Szenarien (Abb. 109). Bei Szenario S2 sind davon z. B. Heidelerche (-19 % von 54 % des Habitatpotentials) und Neuntöter (-14 % von 15 % des Habitatpotentials) betroffen. Im Unteren Trauntal sind negative Effekte auf Rohrweihe (-13 % von 4 % des Habitatpotentials), Schwarzmilan (-10 % von 5 % des Habitatpotentials) und Neuntöter (-52 % von 1 % des Habitatpotentials) zu erwarten.

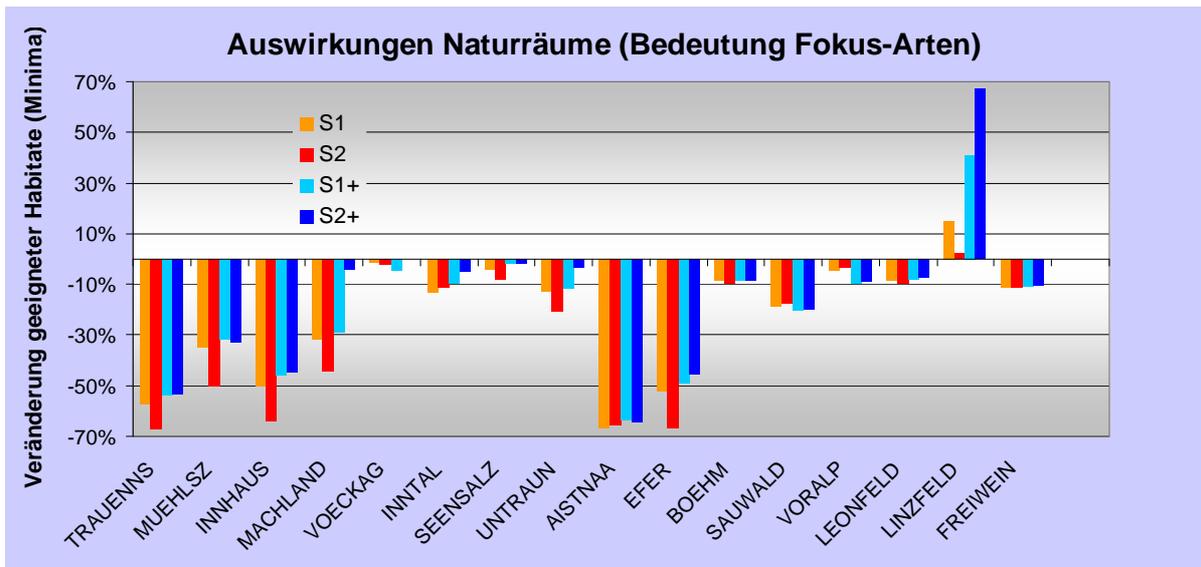


Abbildung 108: Ungünstigste Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat der Fokus-Arten (jeweils das schlechteste Ergebnis für eine der Arten) in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für die Fokus-Arten angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1% ihres Habitatpotentials haben.

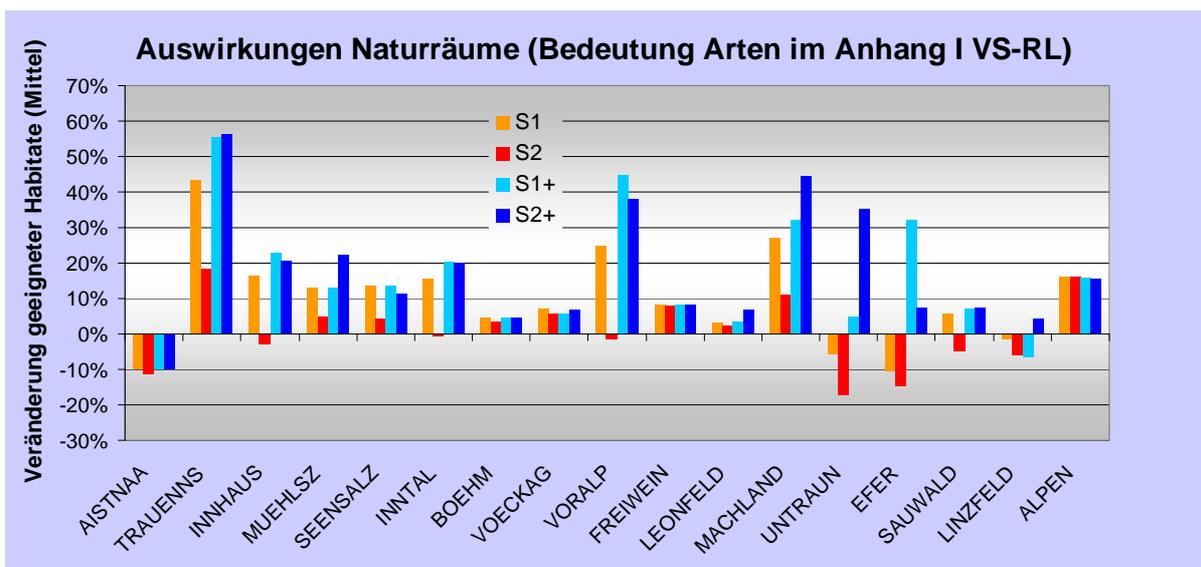


Abbildung 109: Mittlere Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat der Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für die Arten im Anhang I angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1% ihres Habitatpotentials haben.

Im Inntal wirkt sich Szenario S2 relativ am ungünstigsten auf den Neuntöter (-32 % von 2 % des Habitatpotentials) aus, dieselbe Art ist am stärksten in den Naturräumen „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“ (-14 % von 8 % des Habitatpotentials) und Inntal (-32 % von 2 % des Habitatpotentials) betroffen (Abb. 110).

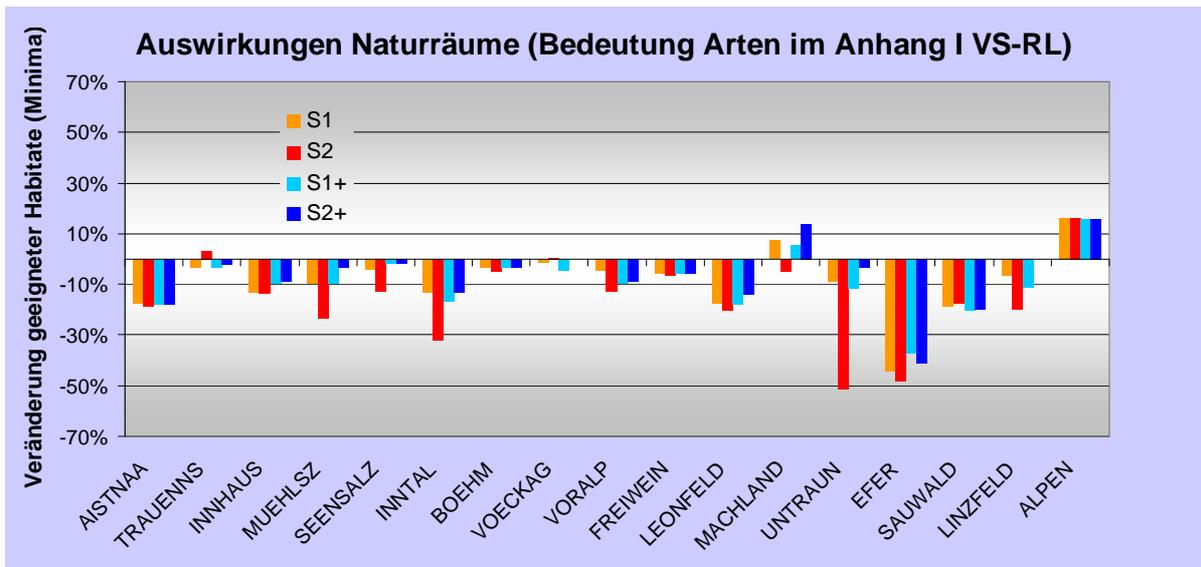


Abbildung 110: Ungünstigste Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat der der Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie (jeweils das schlechteste Ergebnis für eine der Arten) in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für die Arten im Anhang I angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1% ihres Habitatpotentials haben.

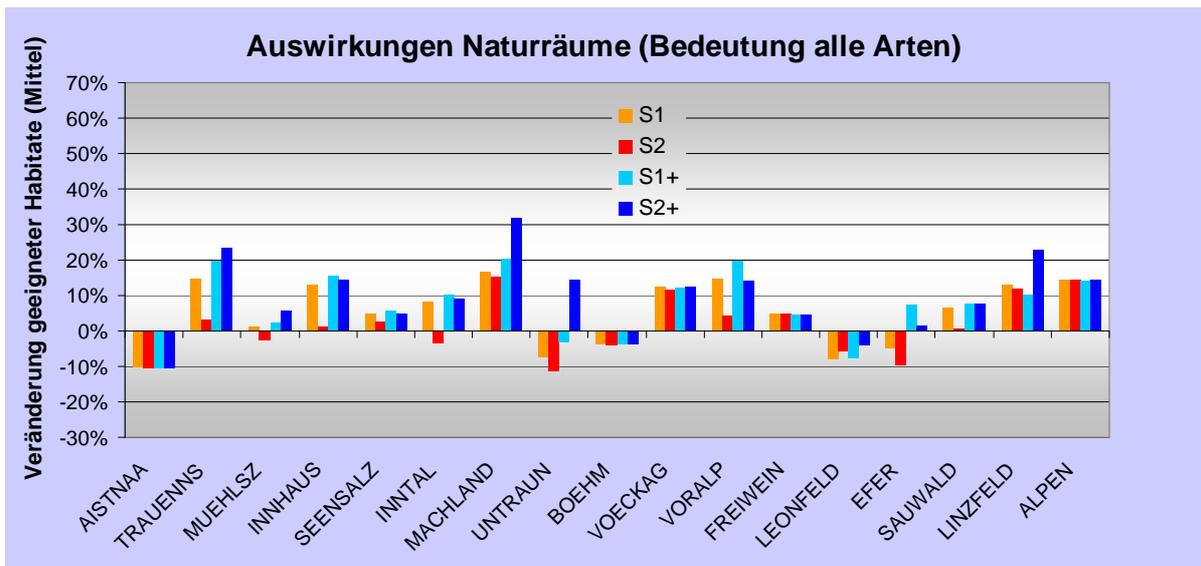


Abbildung 111: Mittlere Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat bei allen 31 untersuchten Arten (Mittelwerte über alle Arten) in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für alle Arten zusammen angeordnet (Maxima, vgl. Text). Es sind für jeden Naturraum nur jene Arten berücksichtigt, die in diesem > 1% ihres Habitatpotentials haben.

Auswirkungen auf die Gesamtheit der Arten: Abb. 111 ist zu entnehmen, dass nur bei drei Naturräumen Aist-Naarn-Kuppenland, Böhmerwald und Leonfeldner Hochland alle Szenarien zu Habitatverlusten mit großer „Breitenwirkung“ zu erwarten sind. Im Aist-Naarn-Kuppenland betrifft dies unter Szenario S2 neben bereits genannten Arten z. B. auch Dohle (-34% von 9% des Habitatpotentials), Goldammer (-22% von 9% des Habitatpotentials), Rauchschnalbe (-33% von 4% des Habitatpotentials), Feldsperling (-

40 % von 3 % des Habitatpotentials), Grünling (−9 % von 5 % des Habitatpotentials) und Stieglitz (−4 % von 6 % des Habitatpotentials).

Abb.112 ist insofern redundant, als sie negative Maximaleffekte für Naturräume beinhaltet, die auch bei anderen Artengruppierungen zum Tragen kommen. Sie zeigt aber, dass praktisch in jedem Naturraum zumindest für eine der untersuchten Art relativ große Verluste v. a. unter Szenario S2 (in der Größenordnung von 20 bis 68 %) bestehen.

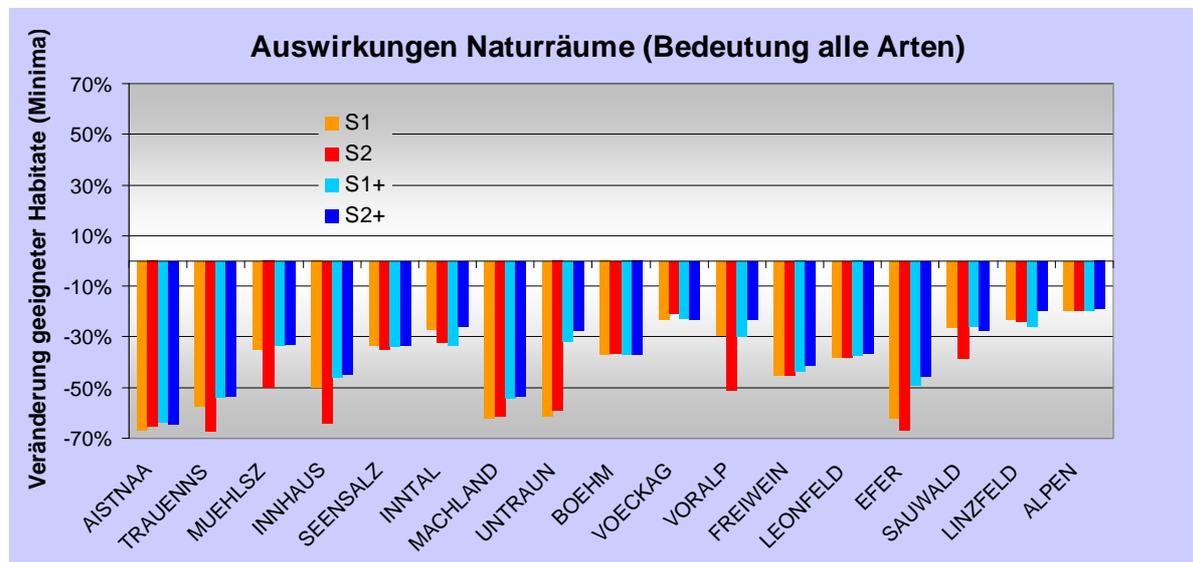


Abbildung 112: Ungünstigste Veränderungen des Ausmaßes an geeignetem Habitat bei allen 31 untersuchten Arten (jeweils das schlechteste Ergebnis für eine der Arten) in den Naturräumen gemäß den vier Szenarien. Die Naturräume sind nach ihrer Bedeutung der Naturräume für alle Arten zusammen angeordnet (Maxima, vgl. Text).

Auswirkungen im Naturraum Machland

Beschreibung

Der Naturraum Machland ist 10.993 ha groß und nimmt etwas weniger als 1 % der Fläche Oberösterreichs ein. Mit einer mittleren Seehöhe von ca. 250 m ist das Machland der am tiefsten gelegene und mit Temperaturmitteln von $-1,9^{\circ}\text{C}$ im Januar und $17,0^{\circ}$ im Juni bei 445 mm Niederschlag im Sommer der wärmste und trockenste Naturraum.

Etwa 60 % davon sind Kulturland (laut INVEKOS 2008), das zu 97 % in den Rastern erfasst ist. Ackerland macht knapp 90 % des Kulturlands aus (ca. 6.300 ha); etwa 7 % sind intensives Grünland, das wie das Ackerland vollständig in den Rastern enthalten ist. Extensivgrünland macht weniger als 1% aus und ist zu 78 % berücksichtigt (Tab. 1). Im Ackerland dominiert mit ca. 44 % der Maisanbau (überwiegend Körnermais; Tab. 20) und Getreide (30 %), Hackfruchtanbau (Rüben, Kartoffeln, Gemüse, Eiweißpflanzen) nimmt etwa 9 % ein, Feldfutterbau 3 %. Raps machte 2008 etwas über 4 % des Ackerlandes aus, der Brachenanteil betrug 2,5 %.

Tabelle 20: Ackerkulturen im Machland gemäß INVEKOS im Jahr 2008.

Kultur	ha (2008)	in % Ackerland
Körnermais	2.542	40,4%
Getreide	1.884	30,0%
Ölfrüchte	448	7,1%
Zuckerrüben usw.	355	5,6%
Raps	263	4,2%
Silomais	249	4,0%
Feldfutter	189	3,0%
Brachen	160	2,5%
Kartoffeln	80	1,3%
Gemüse	63	1,0%
Eiweißfrüchte	58	0,9%
Ackerland	6.291	100%

Der durch Raster abgedeckte Raum macht über 8.000 ha aus und nimmt 1,6 % des oberösterreichischen Kulturlands ein, der in Rastern liegt; dies entspricht rechnerisch etwa 80 Rastern, was bei der Interpretation der nachstehend dargestellten Ergebnisse zu berücksichtigen ist.

Auswirkungen der Szenarien im Ackerland

Die Szenarien führen zu beträchtlichen Veränderungen der Anbauverhältnisse im Machland; in Summe werden bei den Szenarien mit größerem Rapszuwachs (S2, S2+) Veränderungen auf 37 bis 38 % (2.300 bis 2.400 ha) des Ackerlandes bewirkt. Diese bestehen jedoch keinesfalls nur bei Raps und Brachen, sondern gehen mit massiven Verlagerungen bei anderen Kulturen einher. Absolut gesehen verändern sich die Flächen von Körnermais (Abnahmen um 600 bis 780 ha), Feldfutter (Zunahmen um 500 bis – 700 ha) und Getreide (Abnahmen um 125 bis 280 ha) am stärksten. Raps würde unter Szenario 2 und 2+ einen deutlich geringeren Betrag (um 190 bis 210 ha) und relativ um 72 bis 80 % zunehmen, jedoch in Szenario 1 und 1+ sogar leicht (um ca. 30 ha und ca. 11 %) abnehmen. Brachen nehmen in allen Szenarien ab, jedoch deutlich stärker (um ca. 150 ha) in den Szenarien ohne Mindestflächenregelung. Relativ gesehen nehmen Brachen in allen Szenarien am stärksten ab (um 65 bis 94 %) und reduzieren sich in den Szenarien ohne Mindestflächenregelung sogar auf 9 bis 10 ha.

Ornithologische Bedeutung

Die ornithologische Bedeutung des Machlands für die untersuchten Vogelarten ist überdurchschnittlich. Der Anteil an geeignetem Habitat in Oberösterreich, der auf das Machland entfällt, liegt bei der Mehrzahl der Arten über dem Erwartungswert von 1,6 %, der dem Anteil dieses Naturraums am in den Rastern erfassten, Ackerland enthaltenden Kulturland entspricht (s. oben und Abb. 114).

Hervorzuheben ist insbesondere, dass alle gefährdeten Arten der oberösterreichischen Liste mit Ausnahme von Schwarzkehlchen und Heidelerche überdurchschnittlich vertreten sind. Die größte Bedeutung kommt dem Gebiet für den Steinkauz zu, der hier 10 % seines geeigneten Habitats hat, aber auch für Raubwürger und Rohrweihe beträgt

der jeweils Wert über 6 %. Über 4 % sind es bei Rebhuhn und Schafstelze, über 3 % bei Weißstorch, Turteltaube, Neuntöter und Wachtel, überproportional sind z. B. auch Schwarzmilan, Grauammer, Dohle, Kiebitz und Turmfalke vertreten. Unter den Fokus-Arten ist der Anteil geeigneten Habitats nur bei der Feldlerche unterdurchschnittlich.

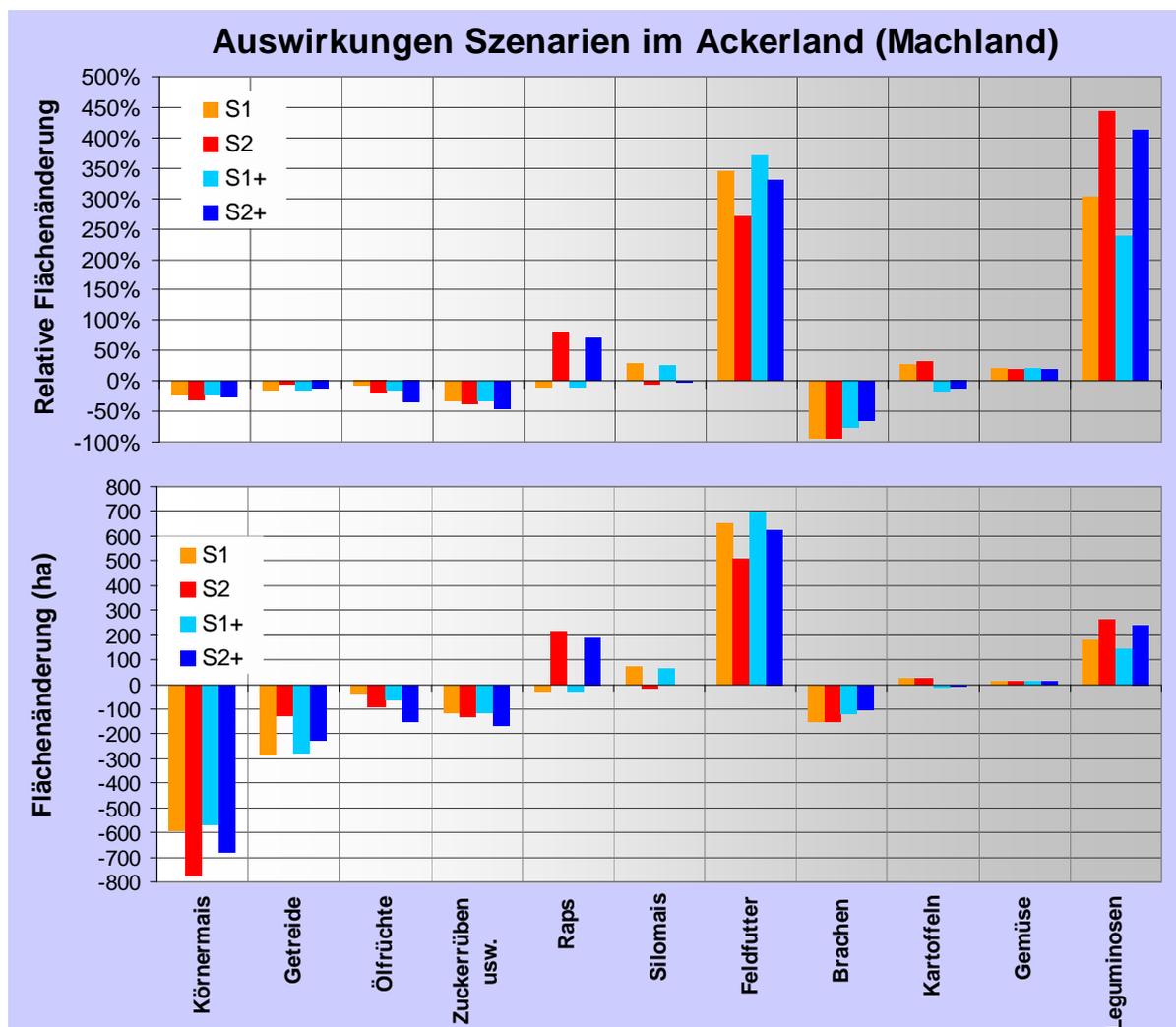


Abbildung 113: Relative (obere Grafik) und absolute (untere Grafik) Veränderung bei Ackerkulturen im Machland gegenüber 2008 gemäß den vier Szenarien. Die Kulturen sind nach ihrem Ausmaß im Jahr 2008 (Tab. 20) angeordnet.

Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten

Habitatverluste werden v. a. für gefährdete Arten der Roten Liste vorausgesagt. Unter den Fokus-Arten im Machland betrifft dies den Steinkauz; Habitatverluste bei dieser Art fallen am stärksten in Szenario S2 aus, während unter Szenario 2+ nur marginale Verluste prognostiziert werden. Bei den vier anderen Fokus-Arten werden leichte Zunahmen vorausgesagt, die bei Szenario 2+ am stärksten ausfallen.

Unter allen Arten werden bei der vom Aussterben bedrohten Schafstelze die stärksten Habitatverluste (um etwa 50 bis 60 %) in allen Szenarien vorausgesagt; bei der gleich eingestuft Graumammer ist bei Eintreffen von Szenario 1 und (in noch stärkerem Ausmaß) Szenario 2 mit Einbußen (um 12 bis 45 %) zu rechnen. Bei der nahezu gefährdeten Dohle werden geringfügige Einbußen unter den Szenarien mit niedrigerem

Rapszuwachs (S1, S1+) vorausgesagt, beim nicht gefährdeten Star für alle Szenarien eine Abnahme von 25 % des geeigneten Habitats. Beim Neuntöter fallen minimale Verluste unter Szenario S2 an. Bei allen anderen Arten kommt es zu mehr oder weniger ausgeprägten Zunahmen; erwähnenswert sind Rohrweihe und Schwarzmilan als Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie sowie Rebhuhn und Wachtel als gefährdete Ackerspezialisten.

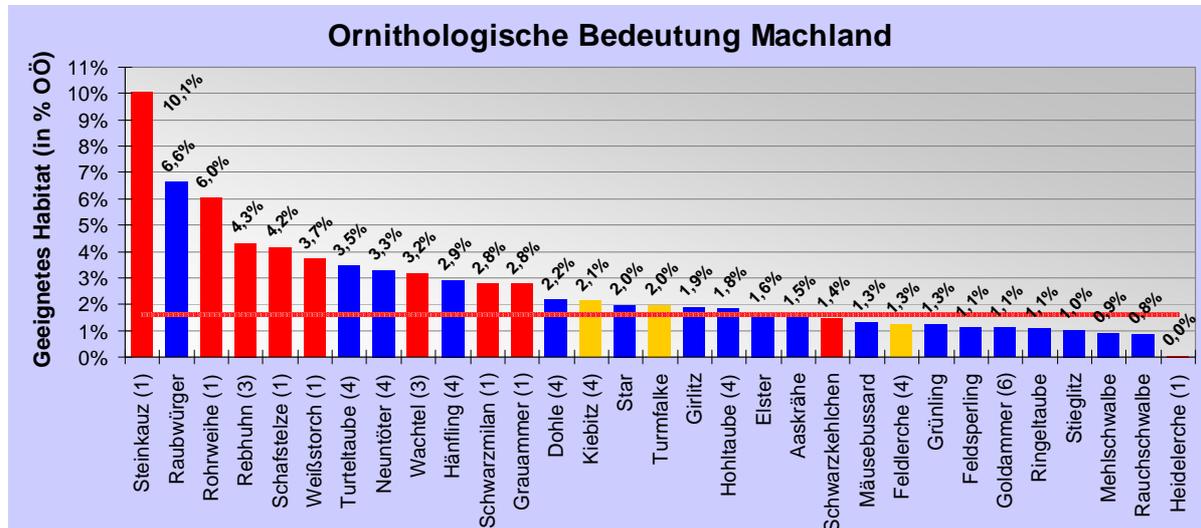


Abbildung 114: Anteile geeigneten Habitats der 31 untersuchten Arten im Naturraum Machland gemäß Habitatmodellierung. Gefährdete Arten der oberösterreichischen Roten Liste sind rot dargestellt (1 vom Aussterben bedroht, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, 4 nahezu gefährdet), Fokus-Arten (soweit nicht gefährdet) hell orange. Die rötliche Linie markiert den Anteil am oberösterreichischen Kulturland in Rastern, der auf das Machland entfällt.

Diese Ergebnisse sind bezüglich ihres Ausmaßes aus den genannten Gründen mit Vorsicht zu interpretieren. Allerdings besteht bei den Änderungen des Ausmaßes geeigneten Habitats Arten eine gute Übereinstimmung mit den Voraussagen mit Oberösterreich gesamt: die relativen Änderungen bei jedem Szenario korrelieren recht stark miteinander ($r = 0,71$ bis $0,829$, p jeweils $< 0,001$). Sie fallen jedoch bei Schafstelze, Star und Grauammer bei allen Szenarien schlechter aus als im oberösterreichischen Schnitt sowie bei einigen Szenarien bei Kiebitz und Schwarzmilan. Bei allen Szenarien schneiden im Machland z. B. Steinkauz, Weißstorch, Rohrweihe, Wachtel, Rebhuhn und Dohle besser als im oberösterreichischen Durchschnitt ab.

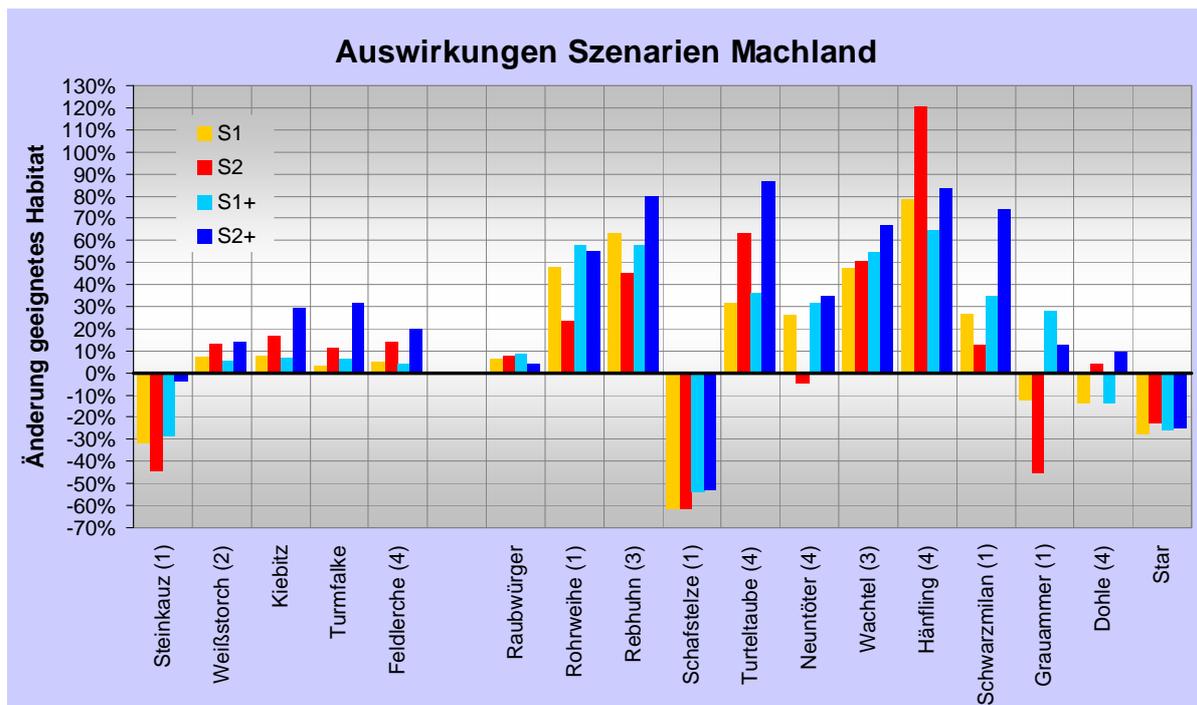


Abbildung 115: Relative Veränderung des Ausmaßes an geeignetem Habitat im Machland gegenüber 2008 gemäß den vier Szenarien. Es sind nur die Fokus-Arten (links) dargestellt sowie jene weiteren Arten, die im Machland mindestens 2% ihres geeigneten Habitats in Oberösterreich haben (vgl. Abb. 114); Fokus- und andere Arten sind (getrennt) nach dem Ausmaß geeigneten Habitats (fallend von links nach rechts) angeordnet. Gefährdete Arten der oberösterreichischen Roten Liste: 1 vom Aussterben bedroht, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, 4 nahezu gefährdet.

Auswirkungen in EU-Vogelschutzgebieten

Ornithologische Bedeutung

Innerhalb der Raster mit Ackerland beinhalten neun der 11 oberösterreichischen EU-Vogelschutzgebiete (vgl. Abb. 117 und Tab. 21) geeignetes Habitat für die 31 untersuchten Arten. In Summe nehmen diese neun Vogelschutzgebiete eine Gesamtfläche von etwas mehr als 10.000 ha ein.

Der Anteil geeigneten Habitats in allen relevanten Vogelschutzgebieten liegt bei den untersuchten Vogelarten zwischen 0,1% (Steinkauz) und 2,7% (Wachtel), der Median beträgt 0,83% (Abb. 117). Diese Ergebnisse sind allerdings aus verschiedenen Gründen mit großer Vorsicht zu interpretieren: a) die Voraussagegenauigkeit der Habitatmodelle in kleinen Räumen ist grundsätzlich gering; im konkreten Fall entspricht die Größe der Gebiete nur vergleichsweise wenigen 1.000 x 1.000 m-Rastern (rechnerisch 1 bis 43); b) durch die Raster werden daher in einigen Fällen auch Umgebungshabitate berücksichtigt; c) die Habitatmodelle basieren auf einer österreichweiten Analyse; d) besondere Habitateigenheiten der Gebiete und e) Schutzaktivitäten, die die Habitatqualität in den Gebieten erhöhen können (z. B. Vertragsnaturschutz), konnten in den Habitatmodellen mangels Daten nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 21: EU-Vogelschutzgebiete mit geeignetem Habitat für die untersuchten Vogelarten.

Gebiet	Fläche
Wiesengebiete im Freiwald	4.281
Untere Traun	2.308
Oberes Donautal	926
Unterer Inn	864
Traun-Donau-Auen	664
Ettenau	573
Maltsch	394
Pfeifer Anger	279
Frankinger Moos	97
Fläche gesamt	10.387

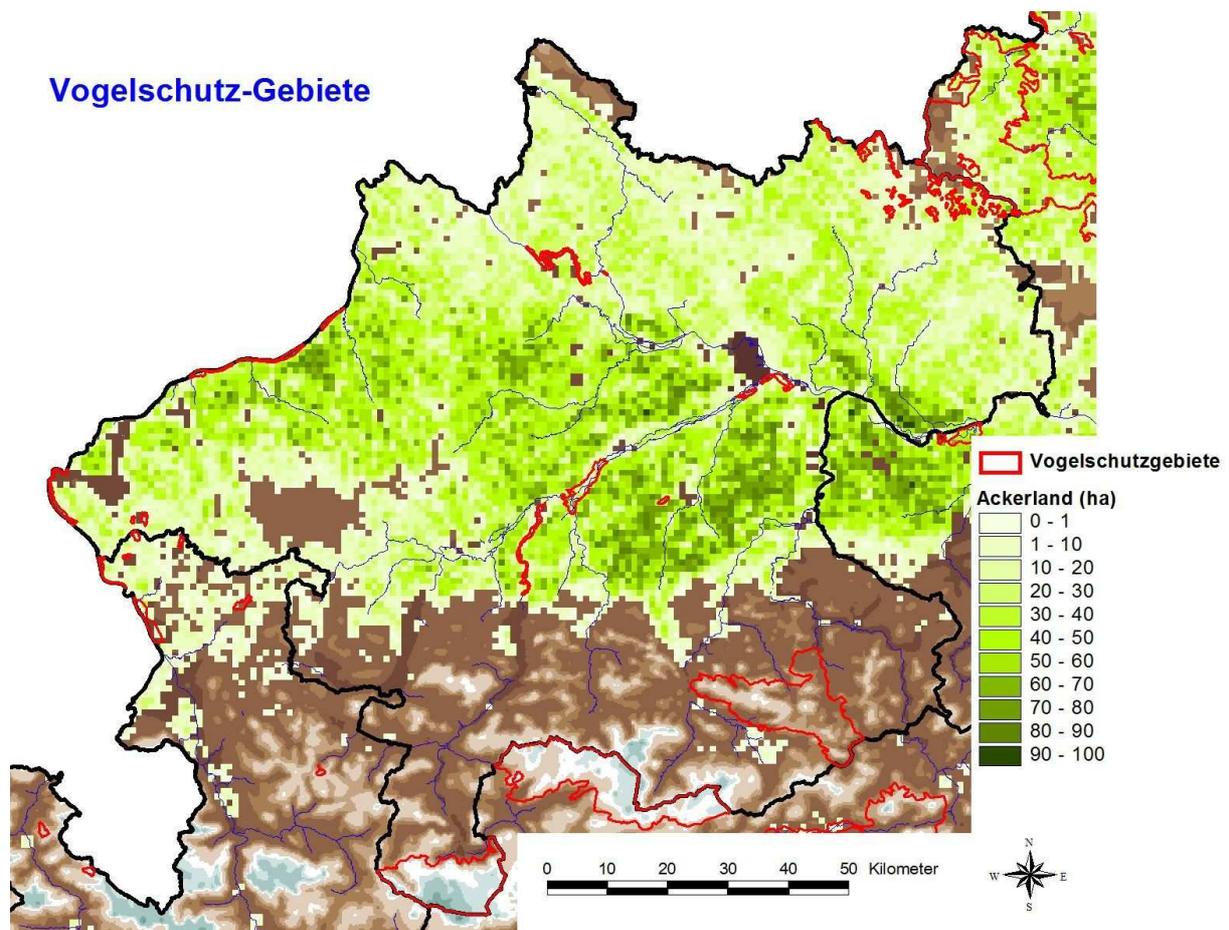


Abbildung 116: Grenzen der Vogelschutzgebiete nach der EU-Vogelschutz-Richtlinie sowie Darstellung des Ackerlandes auf Basis von INVEKOS-Daten (2008).

Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten

Die Effekte der Szenarien fallen in EU-Vogelschutzgebieten tendenziell negativer aus als außerhalb. Diese Unterschiede sind bei den Szenarien mit Mindest-Brachenfläche größer (und signifikant) als bei jenen ohne diese Einschränkung; am geringsten (und nicht signifikant) sind sie bei Szenario S2 (Abb. 118). Dieses Ergebnis sollte wegen der oben erwähnten Einschränkungen jedoch nur als Hinweis interpretiert werden, dass Habitats in den Vogelschutzgebieten (bzw. solche in deren unmittelbarer Umgebung) ein tendenziell

etwas überdurchschnittliches Risiko haben, von den Szenarien betroffen zu sein. Es fällt auf, dass unter den über 500 ha großen Gebieten geeignete Habitate v. a. in den Gebieten Unterer Inn und Untere Traun unter allen Szenarien durchschnittlich (Mediane) abnehmen, während in den Wiesengebieten im Freiwald eher leichte Zunahmen vorausgesagt werden.

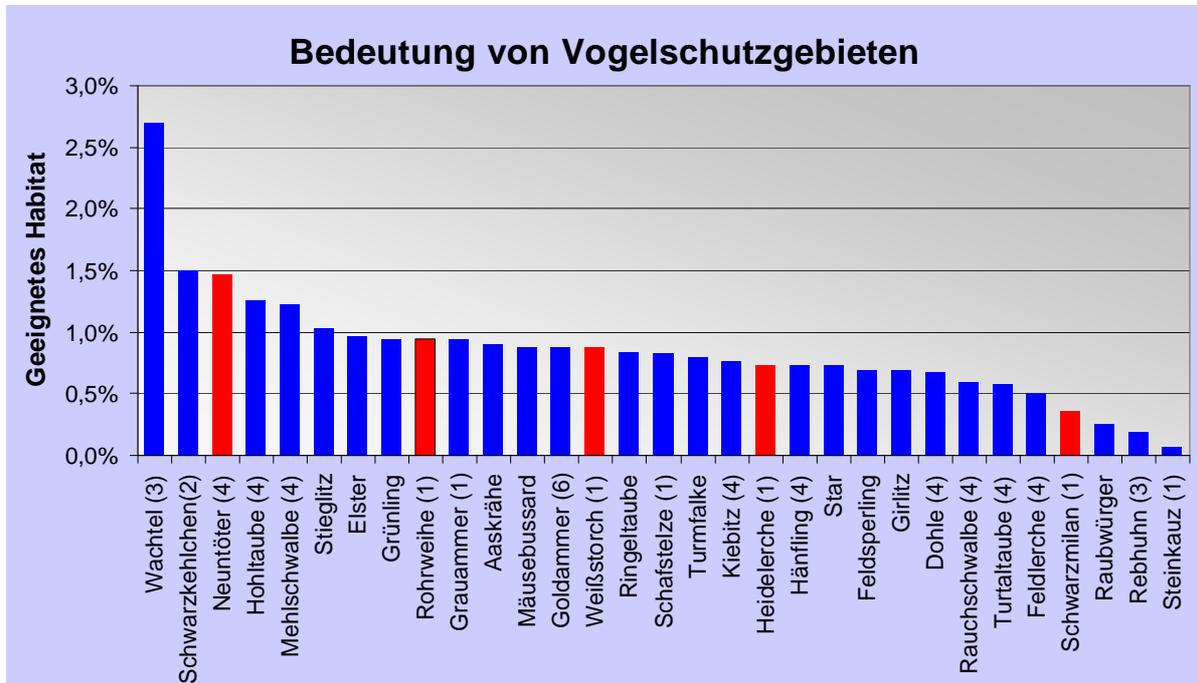


Abbildung 117: Anteile geeigneten Habitats in EU-Vogelschutzgebieten gemäß Habitatmodellierung bei den 31 untersuchten Vogelarten. Fokus-Arten sind rot dargestellt, Arten im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie (mit Ausnahme des Weißstorchs) hell orange.

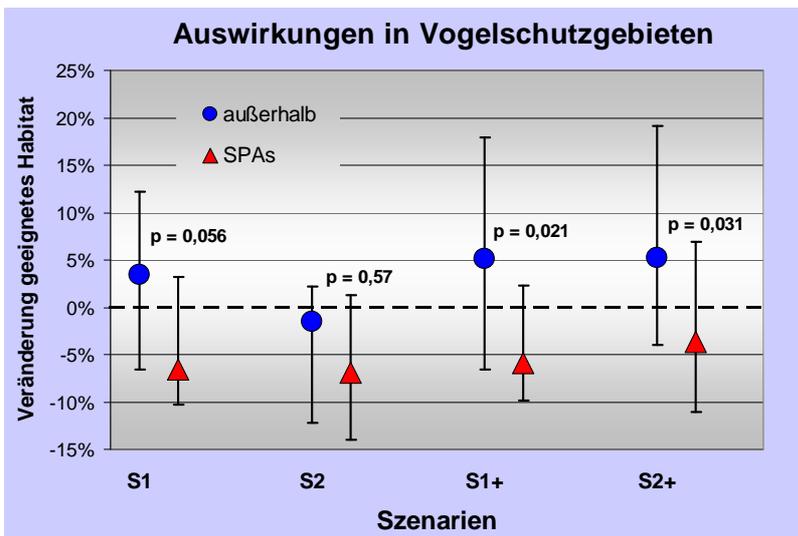


Abbildung 118: Vergleich der Auswirkungen der vier Szenarien außerhalb und innerhalb von EU-Vogelschutzgebieten. Dargestellt sind jeweils Mediane sowie 25 %- und 75 %-Quantile über alle 31 untersuchten Vogelarten. Die angegebenen Signifikanzen beziehen sich auf Mann-Whitney-Tests.

Synthese, allgemeine Diskussion, Empfehlungen

Einflüsse der Szenarien auf die Habitatpotentiale der untersuchten Vogelarten

Einflüsse auf die untersuchten Arten

Die Ergebnisse der Analysen von Auswirkungen der vier definierten Szenarien auf Ackervögel Oberösterreichs stehen grundsätzlich in sehr guter Übereinstimmung mit den auf ganz Österreich bezogenen Befunden, die aus dem Gesamtprojekt (s. Einleitung) stammen (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.). Im Detail wurden allerdings einige Unterschiede festgestellt, deren mögliche Ursachen nachstehend diskutiert werden.

Ungünstigstes Szenario (S2): In Oberösterreich überwiegt unter den Szenarien die Anzahl jener Arten, bei denen sich die Habitatpotentiale vergrößern; die einzige Ausnahme stellt Szenario S2 dar (vgl. Abb. 25 und 26 sowie 29 bis 32), das bei einer relativen Mehrheit der Arten (45 %) zu Habitatverlusten führte, während Zunahmen für deutlich weniger Arten vorausgesagt werden (26 %). Im Durchschnitt (über alle 31 Arten) unterscheiden sich die damit verbundenen geringeren Habitatpotentiale allerdings nicht signifikant von jenen der Ausgangssituation; dies gilt allerdings gleichermaßen für die Zunahmetendenzen in den anderen Szenarien. Die betreffende Zunahme von Rapsflächen in S2 (um 35 % kann durchaus als realistische Größenordnung angesehen werden (s. aber weiter unten).

Bei der Interpretation dieser und der nachstehend diskutierten Ergebnisse sind einige Aspekte zu beachten, die im folgenden Abschnitt „Kritische Annahmen und zusätzliche relevante Aspekte für die Interpretation der Ergebnisse“ ausgeführt werden.

Verlierer und Gewinner vs. Naturschutzrelevanz: Abgesehen von den durchschnittlichen Effekte wirken sich die Szenarien in stark unterschiedlicher Weise auf die 31 untersuchten Arten aus: Bei allen Szenarien gibt es „Gewinner“ und „Verlierer“. Aus Sicht der prioritären Anforderungen zur Erhaltung der Biodiversität, wie sie unterschiedliche rechtliche Grundlagen sowie auf verschiedenen räumlichen Ebenen etwa durch die EU-Vogelschutz-Richtlinie, die Rote Liste gefährdeter Vögel Österreichs bzw. Oberösterreichs definiert werden können, sollte das Augenmerk weniger auf solchen durchschnittlichen Effekten, sondern im besonderen Maße jenen Arten gelten, deren Erhaltungszustand (bereits) ungünstig ist.

Fokus-Arten: Unter den Fokus-Arten im Sinne des Auftraggebers wurden die stärksten negativen Auswirkungen auf den Steinkauz vorausgesagt; diese betreffen alle Szenarien und beinhalten eine maximale Abnahme des Habitatpotentials um 56 %). Für diese Art bestehen zudem unter allen 31 untersuchten Arten die ungünstigsten Prognosen. Bei den anderen Fokus-Arten wurden negative bis neutrale (Weißstorch) bis hin zu durchwegs positiven (Kiebitz) Entwicklungen prognostiziert (Tab. 22). Dabei erweist sich bei allen Arten (in Übereinstimmung mit der Mehrheit der untersuchten Arten) S2 als das ungünstigste und S2+ als das günstigste Szenario; die einzige Ausnahme betrifft den Weißstorch, für den für S1 das ungünstigste Ergebnis vorliegt (Tab. 22).

Tabelle 22: Auswirkungen der Szenarien auf die Fokus-Arten.

Fokus-Art	Auswirkungen	Veränderung Habitatpotential		Ergebnisse Szenarien	
		Min	Max	ungünstigstes	günstigstes
Steinkauz	stark negativ	-56%	-36%	S2	S2+
Weißstorch	negativ bis neutral	-7%	0%	S1	S2
Feldlerche	neutral bis positiv	0%	11%	S2	S2+
Turmfalke	neutral bis positiv	0%	14%	S2	S2+
Kiebitz	positiv	8%	27%	S2	S2+

Rote Liste-Arten: Die Auswirkungen auf gefährdete Arten der Roten Liste Oberösterreichs unterscheiden sich im Schnitt nicht wesentlich von jenen bei den restlichen Arten (Abb. 26). Jedoch besteht abgesehen vom Steinkauz für zwei weitere vom Aussterben bedrohte Arten unter Szenario S2 ein hohes Risiko von substanziellen Habitatverlusten über 10 % (Schafstelze, Graumammer); für das gefährdete Rebhuhn wurde eine leichte Abnahme vorausgesagt. Bei den meisten dieser Arten ist Szenario S2 nicht das einzige, für das eine Abnahme des Habitatpotentials prognostiziert wurde.

Überdies riskieren zwei „nahezu gefährdete“ Arten (Dohle und Rauchschwalbe) unter allen Szenarien eine Zuweisung zu einer höheren Gefährdungsstufe, da Abnahmen des Habitatpotentials um 11 bis 27 % vorausgesagt werden. Bei einer weiteren Art in dieser Gefährdungskategorie besteht dieses Risiko für den Neuntöter unter Szenario S2 (12 % weniger Habitatpotential).

Arten im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie: Für zwei Arten in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (die bereits besprochen wurden) wurden Habitatverluste unter zumindest einem Szenario vorausgesagt (Weißstorch, Neuntöter), während sich für die Heidelerche unter fast allen Szenarien leichte, und für Rohrweihe und Schwarzmilan sogar starke Habitatzugewinne unter allen Szenarien ergeben.

Geringere negative Auswirkungen auf Vögel in Oberösterreich: Auch in ganz Österreich wirkte sich Szenario S2 in Summe negativ aus, da es überwiegend zu Habitatverlusten führte. Im Unterschied zu Oberösterreich, wo davon eine relative Mehrheit von 45 % der Arten betroffen war, betraf dies in Gesamtösterreich mit 64 % jedoch die absolute Mehrheit der (44) Arten. Auch die damit verbundenen geringeren Habitatpotentiale unterschieden sich im Gegensatz zu Österreich als Ganzes nicht signifikant von jenen der Ausgangssituation. Zudem fallen bei den in beiden Raumeinheiten vertretenen 31 Arten die Auswirkungen aller vier Szenarien in Oberösterreich im Schnitt signifikant günstiger aus als auf Bundesebene. Ein markanter Unterschied zu den bundesweiten Ergebnissen (FRÜHAUF et al. in Vorb.) ist, dass gefährdete Arten der Roten Liste Oberösterreichs im Durchschnitt nicht stärker betroffen sind als ungefährdete.

Unterschiedliche Auswirkungen auf Anbauverhältnisse: Dafür können Auswirkungen der Szenarien auf die Anbauverhältnisse verantwortlich sein, die sich in Oberösterreich gegenüber Gesamt-Österreich recht deutlich unterscheiden. Tab. 23 zeigt, dass der für ganz Österreich vorgegebene Zuwachs an Rapsfläche in Oberösterreich unter allen Szenarien wesentlich geringer ausfällt als im Bundesgebiet und dass Raps im Falle von Szenario S1+ sogar abnimmt; die Zunahmen sind in den vier Szenarien 4 bis 10 % schwächer. Auch die Abnahme von Brachen fällt in Oberösterreich durchwegs viel (um 10 bis 23 %) geringer aus. Bemerkenswert ist, dass sich die durchschnittliche Vielfalt der Ackerkulturen in Oberösterreich im Gegensatz zum Bundesgebiet deutlich erhöht.

Diese Unterschiede kommen durch die integrative Modellierung der Ackerkulturen zustande; offenbar bestehen in Oberösterreich landwirtschaftliche Rahmenbedingungen (standörtliche und auf Betriebstypen bezogene), die sich von denen Gesamtoesterreichs unterscheiden und zu unterschiedlichen Grenzopportunitätskosten für Raps und Brachen im Verhältnis zu anderen Kulturen führen.

Die bundesweiten Ergebnisse zeigten, dass die negativen Auswirkungen der Szenarien besonders stark in den für Ackerbau am besten geeigneten Gebieten in Ostösterreich an stärksten sind, wo auch die Artenzahl ackergebundener Vögel größer ist und verschiedene, z. T. stark gefährdete Spezialisten (z. B. Kaiseradler, Großtrappe, Sumpfohreule) vorkommen; unter diesem Aspekt waren in Oberösterreich, das für Ackerbau weniger günstig ist als etwa Niederösterreich oder das (Nord-)Burgenland, durchaus geringere Effekte zu erwarten.

Tabelle 23: Ergebnisse der räumlichen Modellierungen von Ackerkulturen gemäß den vier Szenarien. Dargestellt sind für ganz Österreich und Oberösterreich getrennt die relativen Veränderungen des gesamten Flächenausmaßes von Raps und Brachen bzw. der mittleren Kulturen-Diversität in 1.000 x 1.000 m-Rastern.

Szenario	Definition		Ergebnisse der Ackermodellierungen					
			Raps		Brachen		Kulturen-Diversität	
	Raps	Brachen	A gesamt	OÖ	A gesamt	OÖ	A gesamt	OÖ
S1	+ ca. 53.000 ha	Keine Mindestfläche	+5,2%	+1,1%	-72,7%	-49,9%	-4,0%	+7,7%
S1+	+ ca. 53.000 ha	Mindestfläche 30.000 ha	+3,3%	-4,5%	-32,3%	-15,2%	-2,5%	+7,9%
S2	+ ca. 70.000 ha	Keine Mindestfläche	+39,4%	+32,0%	-76,2%	-58,0%	-2,9%	+6,2%
S2+	+ ca. 70.000 ha	Mindestfläche 30.000 ha	+36,3%	+26,0%	-31,6%	-21,9%	-1,4%	+9,5%

Einfluss von Raps und Brachen Während sich die Szenarieneffekte also in ihrer Dimension in Oberösterreich vom Bundesgebiet unterschieden, trifft dies auf das grundsätzlich Muster der spezifischen Einflüsse von Raps und Brachen nicht zu. In beiden Fällen zeigte sich, dass der Einfluss von Raps zwar im Durchschnitt tendenziell negativ ausfällt, dass aber die vorab festgesetzten Steigerungsraten zu gering sind, um Änderungen der Habitatpotentiale bei der Summe der untersuchten Arten (signifikant) zu erklären. Im Gegensatz dazu haben Brachen in den Szenarien einen starken und signifikanten Effekt (Tab. 8); die Abnahmen der Habitatpotentiale der untersuchten Vogelarten werden also in erster Linie durch den Flächenrückgang von Brachen bewirkt.

Dieser Befund wird dadurch bestätigt, dass für die große Mehrheit der Arten in Oberösterreich Szenario S2 (stärkster Rapszuwachs, stärkste Brachenabnahme) das ungünstigste darstellt, während sich Szenario S2+ (ähnlich starke Rapszunahme, zweitschwächste Brachenabnahme; Tab. 23) als das günstigste erweist. Für Szenario S2+ ist zudem hervorzuheben, dass hier die Anbauvielfalt am stärksten steigt; allerdings ließ sich nicht klären, wie groß der quantitative Beitrag der höheren Kulturendiversität im Durchschnitt auf die Habitatpotentiale ist.

Diese Effekte von Raps und Brachen sind letztlich als Bestätigung der Analysen zu den Habitatbeziehungen der Arten zu sehen, die im Zuge der Erstellung der Habitatmodelle anfiel. Dort zeigte sich bereits, dass Brachen bei der Mehrheit der Arten einen positiven und zudem relativ starken Einfluss auf die Habitatqualität haben, während jener von Raps zwar überwiegend negativ ist, v. a. aber schwach ausfällt (vgl. z. B. Abb. 20 und Text).

Einflüsse anderer Ackerkulturen auf Vögel: Die Szenarien wirken sich in beträchtlichem Umfang auch auf die Anbauverhältnisse aller anderen Kulturen (z. B. bei Feldfutter, Getreide und Mais) aus, was in Oberösterreich (Tab. 7) sowie auch in den 17 Naturräumen (Abb. 21 a) erkennbar ist. Da die einzelnen Ackerkulturen jeweils unterschiedlichen Einfluss auf die Habitatqualität der untersuchten Arten nehmen (vgl. Abb. 20), haben die Szenarien nicht nur durch die Verschiebungen bei Raps und Brachen Einfluss auf die Habitatpotentiale der einzelnen Arten, sondern auch in erheblicher und artspezifisch unterschiedlicher Weise auch durch Flächenänderungen bei anderen Kulturen.

Diese Einflüsse wurden exemplarisch bei den Fokus-Arten für die vier Szenarien auf der Ebene der Naturräume analysiert. Hierbei zeigte sich, dass die Änderungen der jeweiligen Habitatpotentiale mit jenen Kulturen in Beziehung stehen, bei denen Flächenänderungen in großem absolutem (!) Ausmaß (in Hektar) prognostiziert werden.

Mit der Zunahme von Feldfutter (um ca. 24.000 bis 26.000 ha; vgl. Tab. 7) in den Naturräumen korrelieren Kiebitz und Turmfalke positiv, Steinkauz und Weißstorch hingegen negativ. Der Abnahme von Getreide (um ca. 16.000 bis 18.000 ha) entsprechen Zunahmen bei Kiebitz und Turmfalke; Zunahmen bei Eiweißpflanzen und Ölfrüchten (in Summe rund 10.000 ha) wirken sich offenbar positiv auf Turmfalke, Kiebitz und Feldlerche aus. Die ebenfalls sehr starke Abnahme von Mais begünstigt offenbar insbesondere die Feldlerche, bedeutet aber für den Steinkauz Habitatverluste. Letzterer ist auch die einzige Art, bei der die Abnahme von Brachen einen dominanten negativen Einfluss hat; Raps wirkt sich nur schwach, aber zumeist tendenziell negativ auf die Fokus-Arten aus. Diese Einflüsse auf die Fokus-Arten lassen sich plausibel mit ihren Habitatansprüchen erklären; sie stimmen überdies mit den Beziehungen zu den jeweiligen Ackerkulturen überein, die in den Habitatmodellen aufscheinen.

In Bezug auf Oberösterreich kann gesagt werden, dass sich das in allen Szenarien erkennbare Muster bei den wichtigsten Kulturen, das durch starke Zunahme von Feldfutter und Eiweißfrüchten sowie starke Abnahmen insbesondere bei Mais (aber auch Getreide) gekennzeichnet ist, bei den untersuchten Arten überwiegend günstig auszuwirken scheint.

Indirekte Verdrängung von Brachen durch Raps: Raps verdrängt Brachen offenbar kaum auf direkte Weise, sondern zeitigt vielmehr in erster Linie indirekte Verdrängungseffekte. Wie eine spezielle Analyse der Auswirkungen von Szenario S2 auf Raster-Ebene zeigte (FRÜHAUF et al. in Vorb.), nehmen Brachen v. a. in jenen Rastern signifikant ab, wo die Summe bundesweit zunehmender Kulturen expandiert (Kendall's $\tau = -0,11$, $p = 0,0000$). Dazu zählt insbesondere Feldfutter ($\tau = -0,076$, $p = 0,0000$), während der Einfluss von Raps deutlich geringer ausfällt ($\tau = -0,052$, $p = 0,0024$). Darüber hinaus werden die wirtschaftlich wenig relevanten Brachen in für Ackerbau weniger geeignete Bereiche mit länger andauernder Schneedecke, ertragsschwächeren Böden und höherem Waldanteil verdrängt (τ jeweils zwischen $-0,176$ und $+0,316$, p jeweils $< 0,0000$).

Wird der Bezugsraum erweitert, wird der Gesamt-Verdrängungseffekt von Raps allerdings besser erkennbar. Auf Ebene der 17 Naturräume korreliert die Entwicklung der

Brachefläche in allen Szenarien außer S1 am stärksten von allen Kulturen und signifikant mit jener der Rapsfläche. Dieser Effekt ist in allen Szenarien außer in S1 (Kendall's $\tau = -0,235$ $p = 0,187$) signifikant und am deutlichsten ausgeprägt in Szenario S2 (Abb. 119 a), das durch die stärkste Rapszunahme und Fehlen einer Mindest-Brachenfläche gekennzeichnet ist ($\tau = -0,603$, $p = 0,001$). Verdrängungseffekte anderer Kulturen treten in diesem Bezugsraum erwartungsgemäß schwächer hervor und sind nur in den Szenarien ohne Mindest-Brachenfläche signifikant. An erster Stelle ist hier Feldfutter anzuführen (Abb. 119 b; S2: $\tau = -0,485$, $p = 0,007$; S1: $\tau = -0,471$, $p = 0,008$); negative Korrelationen bestehen aber auch zum ebenfalls (wenn auch auf weit geringerem Niveau) zunehmenden Gemüse ($\tau = -0,485$, $p = 0,007$ bzw. $\tau = -0,485$, $p = 0,007$).

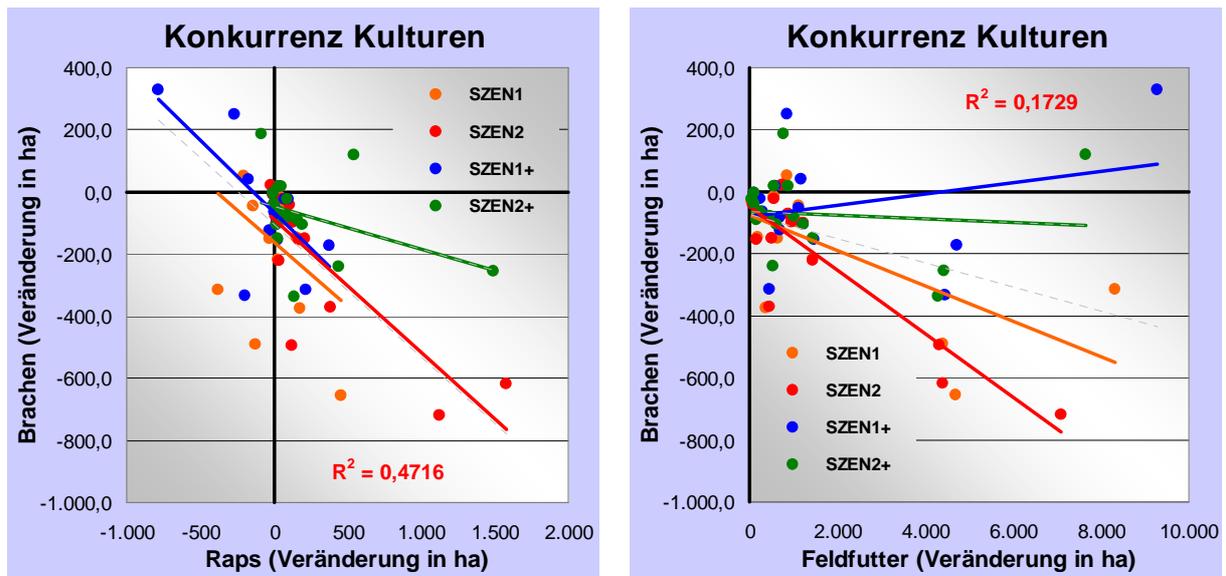


Abbildung 119 a und b: Zusammenhänge zwischen der Flächenänderungen von Brachen und a) Raps sowie b) Feldfutter in den vier Szenarien; jeder Datenpunkt stellt einen Naturraum dar. Der angegebene Erklärungsanteil (r^2) bezieht sich auf den Zusammenhang bei Zusammenfassung aller Szenarien.

Marktentwicklung: Die z.T. massiven Änderungen der Anbauverhältnisse in den Szenarien sind eine Folge der auf Basis ökonomischer Kriterien arbeitenden Modellierungen der Ackerkulturen (konkret von zu erwartenden Weltmarktpreisen und deren Auswirkungen auf Grenzopportunitätskosten). Das bedeutet, dass ein nicht unbeträchtlicher Teil der Änderungen der Habitatpotentiale auf marktbezogene Annahmen bzw. Voraussagen zurückzuführen ist, die die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Kulturen auf auch auf regionaler Ebene (Oberösterreich bzw. Naturräume) verschieben. Das bedeutet aber auch, dass ein Teil dieser Entwicklungen vermutlich eintreten wird – unabhängig von den wesentlich stärker durch agrarpolitische bzw. förderungsbedingte Rahmenbedingungen beeinflussten Entwicklungen bei Raps und Brachen.

Auswirkungen in unterschiedlichen Bezugsräumen

Mit dem gewählten Analyseansatz und den verfügbaren Daten und Szenarien war es möglich, die Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten geografisch zu differenzieren. So sagen die Habitat-Modelle bei den in diesem Bericht dargestellten

Arten für Oberösterreich z. T. von Gesamtösterreich recht unterschiedliche Auswirkungen auf das Habitatpotential der untersuchten Arten voraus, die ausreichend plausibel interpretierbar sind (s. oben). Weitere Einsichten bieten die für 17 Naturräume analysierten Habitatveränderungen. Um Auswirkungen der Szenarien sinnvoll bewerten zu können, wurde das Ausmaß von Habitatveränderungen mittels der ornithologischen Bedeutung der Naturräume gewichtet; diese wurde aufgrund der Habitatpotentiale der betreffenden Arten ermittelt (z. B. mittels der Anteile, die ein Naturraum am gesamten oberösterreichischen Habitatpotential gefährdeter Arten hat). Allerdings ist bei diesen Analysen zu berücksichtigen, dass die auf Basis von österreichweit verfügbaren Vogel- und Habitatdaten erstellten Modelle an Aussageschärfe verlieren, je kleiner der untersuchte Raum ist.

Machland: Im Falle des Naturraums Machland zeigte sich, dass dieser eine weit überdurchschnittliche Bedeutung insbesondere für gefährdete Arten hat, wenn auch die Anteile am gesamten Habitatpotential in Oberösterreich nur bei wenigen Arten über 3 % liegt; zu diesen zählen unter den Fokus-Arten Steinkauz (10 %) und Weißstorch (4 %), während die Feldlerche unterdurchschnittlich vertreten ist (Abb. 114).

Wie die Modellierung der Ackerkulturen ergab, dürfte sich in diesem Gebiet, das bereits derzeit zu jenen mit dem höchsten Rapsanteil zählt (6,6 %), das Potential für eine weitere Ausweitung des Rapsanbaus in Grenzen halten; einer Zunahme (um 72–80 %) unter den Szenarien S2 und S2+ steht sogar eine Abnahme (um 11 %) unter S1 und S1+ gegenüber (Abb. 113). Bei den Brachen werden jedoch massive (um 65 bis 94 %) Rückgänge prognostiziert, insbesondere unter S2 und S1.

Im Machland werden starke negative Auswirkungen (in erster Linie unter Szenario S2) für Steinkauz, Schafstelze und Graumammer, aber auch für den Star vorausgesagt, während die Mehrzahl der Arten neutral oder mit Zunahmen reagieren dürfte (z. B. Weißstorch, Kiebitz, Turmfalke als Fokusarten sowie z. B. Wachtel, Rebhuhn, Rohrweihe und Schwarzmilan als naturschutzrelevante Arten (Abb. 115).

Besonders betroffene Naturräume: Da die Szenarien die Anbauverhältnisse in den Naturräumen recht unterschiedlich beeinflussen (Abb. 21 a und 22 a), unterscheiden sich auch die Auswirkungen auf Vögel, wobei jedoch auch auf dieser Ebene Szenario S2 in den meisten Fällen das ungünstigste ist. Vergleichsweise gravierende negative Effekte von Szenario S2 wurden unter unterschiedlichen Aspekten (z. B. gefährdete Arten, Arten in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie) vorausgesagt für die Naturräume „Aist-Naarn-Kuppenland“, „Südinntal Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst“, „Unteres Trauntal“, „Machland“, „Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußer Wald, Mattigtal“, „Zentrales und südliches Mühlviertel Donauschlucht und Nebentäler“ und „Inntal“.

Vogelschutzgebiete: Die Bedeutung der oberösterreichischen Vogelschutzgebiete für die untersuchten Vogelarten ist anhand deren Habitatpotential als eher gering einzustufen (Abb. 117). Die Auswirkungen der Szenarien scheinen jedoch durchschnittlich ungünstiger auszufallen als außerhalb (Abb. 118).

Ergebnisse im Kontext anderer Studien

Dem Verfasser ist keine Untersuchung bekannt, die mit der vorliegenden direkt vergleichbar wäre; insbesondere wurden die möglichen Auswirkungen von vermehrtem

Biokraftstoffanbau auf Vögel des Ackerlandes noch nicht spezifisch und v. a nicht unter Berücksichtigung der gesamten relevanten Artengemeinschaft untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchung (insbesondere die zu Österreich gesamt) stimmen jedoch grundsätzlich mit den Befunden anderer Autoren überein.

Auswirkungen gesteigerten Anbaus von Biokraftstoffen: Mit einem vergleichbaren Modell- und Szenarien-basierten Ansatz analysierten EGGERS *et al.* (2009) Auswirkungen der Ausweitung des Biokraftstoffanbaus auf Ackerland in der EU unter einem Szenario, das etwa den gegenwärtig gültigen Beimischungszielen entspricht, also einem starken Zuwachs. Sie kamen in grundsätzlicher Übereinstimmung zur vorliegenden Studie zum Schluss, dass deutlich mehr Vogelarten ab- als zunehmen würden (z. B. 35 % abnehmende und 15 % zunehmende Arten in der Österreich größtenteils einschließenden kontinentalen biogeografischen Region). Dabei ist allerdings zu beachten, dass allein in der kontinentalen Region 177 Vogelarten berücksichtigt wurden, also in der Mehrzahl für Ackerlebensräume nicht unmittelbar relevante (in den bundesweiten Analysen wurden 44 Vögel des Ackerlands untersucht). Zudem nahmen EGGERS *et al.* (2009) keine Differenzierung nach Lebensräumen vor, die es erlauben würde, die Auswirkungen auf Vögel des Ackerlandes gesondert abzuschätzen. Eine weitere Übereinstimmung mit den Ergebnissen der bundesweiten Untersuchung (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.) bestand darin, dass der Artenreichtum dort am stärksten abnahm, wo hotspots des Biotreibstoffanbaus in Österreich vorausgesagt werden (RIENKS 2008), vornehmlich in Ostösterreich.

Brachenverlust als Haupteffekt: Die Ergebnisse zu den Auswirkungen des mit der Ausweitung von Raps einhergehenden Brachenrückgangs stimmen hingegen mit einer aktuellen Untersuchung überein. GEVERS *et al.* (2011) untersuchten – ebenfalls Modell- und Szenarien-basiert – Auswirkungen des Anbaus von Mais für die Biogasproduktion in drei Beispiellandschaften in Norddeutschland, die den österreichischen Anbauverhältnissen einigermaßen vergleichbar sind. Dabei waren (bei deutlich stärker ausfallenden Verdrängungseffekten durch Mais) gravierende negative Auswirkungen auf die beiden untersuchten Ackervogelarten Rebhuhn und Wachtel (sowie den Feldhasen) ebenfalls primär durch den Brachenverlust und weniger unmittelbar durch die Ausweitung von Biogas-Mais bedingt.

Darüber hinaus werden diese Ergebnisse beider Untersuchungen durch die Modellierungen von BUTLER *et al.* (2010) bestätigt, die für ein Szenario ohne Ackerstilllegungen starke Rückgänge von Kulturlandvögeln in Europa prognostizierten.

Geringer Einfluss der Kulturreichhaltigkeit: Analog zu den Ergebnissen der bundesweiten Untersuchung (FRÜHAUF *et al.* in Vorb.) kamen GEVERS *et al.* (2011) zum Schluss, dass der Einfluss verringerter Kulturreichhaltigkeit im Kontext ausgeweiteten Biokraftstoffanbaus sehr gering ist. Dies bestätigt Befunde und theoretische Überlegungen in zwei Literaturstudien (FLATHER & BEVERS 2002, FAHRIG 2003), die dem Flächenausmaß von Schlüssel-Habitaten größere Relevanz als der räumlichen Konfiguration von Habitaten beimessen.

Kritische Annahmen, Einschränkungen und zusätzliche relevante Aspekte für die Interpretation der Ergebnisse

Kritische Annahmen und Einschränkungen

Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind im Rahmen der getroffenen Annahmen zu interpretieren. Inwieweit sie Voraussagekraft haben (insbesondere in Bezug auf die quantitativen Änderungen der Habitatpotentiale), hängt auch von zahlreichen Faktoren ab, die nicht in den Szenarien berücksichtigt werden konnten.

Einige spezifische, methodenbedingte Einschränkungen wurden bereits in Abschnitt „Auswirkungen der Szenarien auf die untersuchten Arten – Vorbemerkungen“ dargestellt. An dieser Stelle sollen nur zwei davon nochmals erwähnt werden:

Korrelative Habitatmodelle: Von zentraler Bedeutung für die Interpretation der erzielten Ergebnisse ist, dass die Habitatmodelle korrelativer Natur sind; das heißt, sie schätzen das Habitatpotential (konkret die Vorkommenswahrscheinlichkeit für die betreffende Art), das jedoch nicht notwendigerweise mit der Habitatqualität im Sinne einer dauerhaften Besiedlung übereinstimmen muss, die durch Fortpflanzungserfolg und Mortalität bestimmt wird.

Habitatpotentiale und Populationen: Des Weiteren ist das geschätzte Habitatpotential in einem Raster nicht mit einer Schätzung der Besiedlungsdichte gleichzusetzen (da ja auch die Eingangsdaten nur zwischen Vorkommen und Nicht-Vorkommen unterscheiden), obschon davon ausgegangen werden kann, dass ein starker (allerdings nicht notwendigerweise linearer) Zusammenhang besteht. Dieser und der vorhergehende Punkt weisen daher darauf hin, dass die Ergebnisse nicht als Prognosen für die Bestandsentwicklung der betreffenden Arten zu verstehen, jedenfalls nicht im selben quantitativen Ausmaß wie die geschätzten Änderungen der Habitatpotentiale.

Rapspotentiale und agrarpolitische Rahmenbedingungen: Eine kritische Annahme bezüglich der quantitativen Auswirkungen auf Vögel stellen die Zielgrößen für Raps und Brachen dar. Die auf ökonomischer Basis definierten Szenarien gehen von in Summe relativ geringen Zunahmen der Rapsfläche aus, die sich im Vergleich zu bisherigen Vorstellungen äußerst bescheiden ausnehmen (z. B. ging der Biomasse-Aktionsplan von über 600.000 ha Raps aus, um den österreichischen Bedarf zu decken; AUSTRIAN ENERGY AGENCY 2006).

Es wird von mehreren Faktoren abhängen, in welchem Umfang es in Österreich in den kommenden Jahren zu einer Ausweitung des Rapsanbaus kommen wird; spezifische Förderungen, die Rahmenbedingungen im Agrarumweltprogramm ÖPUL (auch jene, die andere Kulturen berühren), ökonomische Rahmenbedingungen (Preisentwicklungen auf den Märkten), marktstabilisierende Maßnahmen der EU-Agrarpolitik und selbst klimatische Entwicklungen können sich hier in unterschiedlicher Weise auswirken.

Ähnliches gilt für die Entwicklung von Brachen. Wie die integrative Modellierung der Ackerkulturen zeigte, werden eine ganze Reihe von (v. a. ökonomischen) Faktoren auf Flächenausmaß und -verteilung von Brachen Einfluss nehmen. Besondere Bedeutung wird jedoch den Regelungen zukommen, die derzeit für die Europäische Agrarpolitik auf politischer Ebene für die Zeit ab 2014 diskutiert werden. Eine entscheidende Rolle werden die konkreten Bestimmungen für die derzeit vorgeschlagenen „ökologischen Ausgleichsflächen“

auf 7 % des Ackerlands (mit Ausnahme des Biolandbaus) (http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/legal-proposals/index_de.htm) haben, nämlich ob diese substanzielle Flächenanteile von Acker-Stillegungen erfordern werden. Von diesen Rahmenbedingungen wird es vermutlich in Österreich auch abhängen, ob es ab 2014 im ÖPUL eine horizontale Maßnahme wie die UBAG („Umweltgerechte Bewirtschaftung von Ackerflächen“), die derzeit 2 % (zumeist als Brachen angelegte) „Blühflächen“ enthält, geben wird, und welche konkreten Bestimmungen diese vorsehen wird.

Fortschreitende Intensivierung: Intensivierung ist die Hauptursache für den Biodiversitätsrückgang im Kulturland (STOATE *et al.* 2009, DONALD *et al.* 2001, BENTON *et al.* 2003, VICKERY *et al.* 2004, BUTLER *et al.* 2010). Die Abschätzung der quantitativen Entwicklung der Habitatpotentiale, die auf Grundlage der Habitatmodelle erfolgte, geht jedoch implizit davon aus, dass die Bewirtschaftung von Ackerkulturen gleich bleiben wird. Diese kritische Annahme trifft mit größter Wahrscheinlichkeit nicht zu, da der Intensitätsgrad der Flächennutzung laufend zunimmt.

So blieb bei stetig abnehmenden Ackerflächen die produzierte Menge an landwirtschaftlichen Produkten in Österreich von 1990 bis 2007 in etwa konstant (SINABELL & SCHMID 2008). Damit in Zusammenhang nahm – parallel zur massiven Zunahme des Bio-Ackerbaus – der Pestizideinsatz pro Fläche auf konventionell bewirtschafteten Flächen zwischen 1998 und 2009 um 2,4 % pro Jahr zu (FRÜHAUF 2011), und sowohl im konventionellen Ackerbau als auch im Biolandbau wurde die Effizienz der Ackernutzung (Flächenproduktivität) z. B. durch pflanzenbautechnischen Fortschritt gesteigert.

Es wird auch stark von den (schrumpfenden) budgetären Rahmenbedingungen für ein neues ÖPUL ab dem Beginn einer neuen agrarpolitischen Periode in der EU im Jahre 2014 abhängen, ob eine Extensivierung oder zumindest eine Eindämmung weiterer Intensivierung gelingt (z. B. ob es flächenwirksame horizontale Maßnahmen hinsichtlich Pestizid- und Düngereinsatz geben wird).

Mehrere Autoren gehen im Zusammenhang mit einer Ausweitung von Biokraftstoffen von einer weiteren Intensivierung der Landwirtschaft aus (z. B. IEEP 2004, EEA 2006, SINABELL & SCHMID 2008, VAN OORSCHOOT *et al.* 2010). Auch im Kontext der Fragestellungen dieser Untersuchung relevante rezente Publikationen weisen auf diesen Umstand hin. Z. B. betonen EGGERS *et al.* (2009), dass wahrscheinliche Intensivierungseffekte in ihrer Studie zur Auswirkung vermehrten Biotreibstoffanbaus auf Biodiversität nicht berücksichtigt werden konnten, die sich zusätzlich (additiv) zu den langfristigen Intensivierungs-Trends negativ auswirken könnten.

In diesem Zusammenhang ist auch zu erwähnen, dass Raps als besonders anspruchsvolle Kultur gilt (z. B. AUSTRIAN ENERGY AGENCY 2006., BRAINBOWS 2007), die mit hohem Dünger- und Pestizideinsatz einhergeht (EEA 2006). Damit übereinstimmend wurde in Frankreich ein erheblicher Einfluss vermehrten Rapsanbaus auf den Gesamt-Pestizideinsatz nachgewiesen (BAYRAMOGLU & CHAKIR 2010). In Österreich betrug übrigens die mittlere Steigerungsrate der Hektarerträge bei Raps seit 1990 35 % (Kendall's $\tau = 0,461$, $p = 0,073$; eigene Auswertung auf Basis von Daten aus dem GRÜNEN BERICHT).

Farmland Bird Index: Einen weiteren konkreten Hinweis darauf, dass das Ausmaß negativer Entwicklungen der Habitatpotentiale durch diese Untersuchung wahrscheinlich unterschätzt wurde (und jenes positiver Entwicklungen überschätzt), gibt der Farmland Bird Index“. Er dokumentiert, dass die Bestände von Kulturlandvögeln seit 1998 jährlich

um ca. 2,7 % abnahmen (TEUFELBAUER 2011), was als Folge von Intensivierung anzusehen ist; dabei handelt es sich um einen komplexen Prozess, der sich in verschiedenen Aspekten äußert (im Ackerbau sind dies Pestizideinsatz, pflanzenbau- und erntetechnische Optimierung, steigende Hektarerträge usw.).

Grünlandumbruch: Als weitere Einschränkung ist anzuführen, dass die verwendeten Szenarien keine Inanspruchnahme von Grünland implizieren; dies ist u. a. durch verschiedene Regelungen im Rahmen der agrarpolitischen Regeln der EU („Cross Compliance“) und Fördervoraussetzungen im ÖPUL gerechtfertigt, die Grünlandumbruch weitgehend untersagen. Im Zuge der kommenden Agrarreform ist aber möglich, dass diese Regeln EU-weit und in Österreich gelockert werden. Sollte dies stattfinden, würde das unweigerlich bei einigen Vogelarten zu zusätzlichen Auswirkungen führen und weitere Arten betreffen.

Verschiebung in klimatisch ungünstigere Bereiche: Eine Analyse im Rahmen des Gesamtprojekts (FRÜHAUF et al. in Vorb.) zeigte, dass unter Szenario S2 mit einer Verschiebung von Ackervogelgemeinschaften in kühlere, feuchtere und walddreichere Regionen zu rechnen ist. Eine Nebenwirkung der Szenarien könnte folglich sein, dass diese klimatischen Bedingungen den Bruterfolg negativ beeinflussen, aber auch eine Verstärkung des Prädationsdrucks, der in walddreichen Landschaften meist stärker ist (EVANS 2004, REINO et al. 2010), da hier Eier und Jungvögel fressende Säuger in der Regel häufiger sind.

An dieser Stelle ist erneut zu betonen, dass die Habitatmodelle keine unmittelbaren Aussagen über die Habitatqualität hinsichtlich Fortpflanzungserfolg und Mortalität treffen; zwar sollte das – korrelativ ermittelte – Habitatpotential mit günstigen Fortpflanzungsbedingungen grundsätzlich gut übereinstimmen, jedoch können selbst Bereiche mit relativ hohem Habitatpotential von Immigration abhängen.

Zusätzliche wahrscheinliche Entwicklungen

In Abhängigkeit vom gewählten Zeithorizont ist mit zusätzlichen Auswirkungen auf die untersuchten Vogelarten zu rechnen, die nicht Gegenstand dieser Arbeit waren. Einige davon werden mit großer Wahrscheinlichkeit eintreten und vermutlich erheblichen zusätzlichen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Vögeln des Ackerlandes nehmen.

Energiewälder: Erneuerbare Energien werden in Zukunft u. a. wegen der bestehenden politischen Vorgaben stark an Bedeutung gewinnen. Die steigende Nachfrage nach Biomasse wird dazu führen, dass bestimmte Ackerkulturen in derzeit noch nicht abschätzbarem Umfang durch den Anbau z. B. von Pappeln oder Weiden im Kurzumtrieb verdrängt werden könnten. Dies blieb in dieser Studie unberücksichtigt. ASAMER et al. (2009) zeigten, dass in bestimmten Regionen Österreichs, v. a. in großen Teilen Niederösterreichs und des nördlichen Burgenlandes, aber auch in Oberösterreich (Zentralraum, Donautal, Innviertel) je nach ökonomischen Rahmenbedingungen (Preise, ÖPUL-Prämien) hohe Anteile der Ackerfläche ökonomisch sinnvoll als Kurzumtriebsflächen genutzt werden könnten.

Eine Literaturstudie (DAUBER et al. 2010) und zwei Modell-basierte Studien (EGGERS et al. 2009, LOUETTE et al. 2010) ergaben, dass sich solche Plantagen unterschiedlich auf unterschiedliche Taxa, in unterschiedlichen Regionen sowie auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen auswirken. Die Befunde zu Vögeln sind jedoch insbesondere für

Kulturlandspezialisten negativ, da Energiewälder den von den meisten Arten der Kulturlandschaft beanspruchten Offenheitsgrad stark verringern; Meidungsverhalten gegenüber Wald oder Siedlungen findet sich auch in den Ergebnissen dieser Studie z. B. bei den Fokus-Arten wieder (z. B. Abb. 44 b, 53 a, 62 a, 70 a).

Klimawandel: HUNTLEY *et al.* (2007) haben gezeigt, dass sich der Klimawandel selbst unter moderaten Szenarien massiv auf die Vögel Europas auswirken wird, wobei es in Summe zu gravierenden Biodiversitätsverlusten kommen wird. Auch in Österreich wird der Klimawandel Vogelarten des Kulturlands in Österreich unterschiedlich, aber überwiegend negativ betreffen; jene Arten, für die gemäß HUNTLEY *et al.* (2007) in Österreich ein Arealverlust prognostiziert wird, haben 1998 bis 2009 substanziell abgenommen, während solche, für die keine Arealveränderungen erwartet werden, stabil blieben (FRÜHAUF unveröff.). Die hohe Sensitivität gegenüber klimatischen Faktoren wurde auch in dieser Untersuchung offenbar (Tab. 6; verschiedene Beispiele bei einzelnen Arten wie z. B. Abb. 33 b, 52 a und b, 71 b). Wie sich der Klimawandel jedoch in Oberösterreich auf die einzelnen Vogelarten des Ackerlandes auswirken wird, müsste Gegenstand einer eigenen Untersuchung sein.

Ausweitung von Siedlungs- und Verkehrsflächen: Entsprechend den langjährigen Trends ist mit weiterer Abnahme von Kulturland durch die Ausweitungen von Siedlungs- und Verkehrsinfrastrukturen zu rechnen; im Falle des Ackerlands betrug der Rückgang zwischen 1980 und 2009 8,1%, bei extensivem Grünland hingegen sogar 21% zwischen 1980 und 2007. Verkehrsinfrastrukturen haben neben ihrem vergleichsweise geringen Flächenverbrauch für Vögel in erster Linie Störungs-, Zerschneidungs- und die Mortalität steigernde Effekte; auch einige Arten in dieser Untersuchung zeigen negative Beziehungen (z. B. Steinkauz, Abb. 34 b). Es ist folglich davon auszugehen, dass sich auch diese Entwicklung in einer Verringerung von Habitatpotentialen durch Verkleinerung verfügbarer Habitatflächen bzw. Minderung der Habitatqualität negativ niederschlägt.

Empfehlungen

Zur Vermeidung negativer Auswirkungen der erwarteten Ausweitung von Biokraftstoffen wurden mehrfach verschiedene absichernde Maßnahmen („safeguards“) gefordert und vorgeschlagen. Die meisten betreffen unterschiedliche Nachhaltigkeitsaspekte und umfassen etwa den Schutz von Schutzgebieten, substanzielle Treibhausgasreduktionen, Standards bezüglich Dünger und Pestiziden sowie die Berücksichtigung indirekter Effekte auf die Landnutzung (z. B. EEA 2007, CBD 2008, HENNENBERG *et al.* 2009, HELLMANN & VERBURG 2010). Für die EU-Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen stehen u. a. noch konkrete Nachhaltigkeitskriterien bezüglich indirekter Landnutzungsänderungen aus, die kürzlich u. a. von hochrangigen Wissenschaftlern (http://www.ucsusa.org/global_warming/solutions/forest_solutions/EU-ILUC-Letter.html) eingefordert wurden.

Mindestflächenanteil, räumliche Verteilung und Lage von Brachen: Als das Kernproblem der Ausweitung des Biotreibstoffanbaus wird einhellig der dadurch entstehende zusätzliche Druck auf die Flächennutzung bei beschränktem Flächenangebot für Ackerbau angesehen (z. B. GALLAGHER 2008, EICKHOUT *et al.* 2008, SALA *et al.* 2009). Sind davon wertvolle, wirtschaftlich nicht oder extensiv genutzte Habitate oder Habitatelemente wie Brachen betroffen, kann großer Schaden für die Biodiversität

entstehen; dieser kann nur dadurch abgewendet werden, wenn diese Flächen dem Nutzungsanspruch entzogen werden.

Wie diese Untersuchung und jene von GEVERS *et al.* (2011) zeigten, können negative Auswirkungen am effektivsten durch Beibehaltung bzw. Wiedereinführung eines substanziellen Flächenanteils von Brachen eingedämmt werden, was überdies als die effektivste Maßnahme zur Eindämmung negativer Effekte weiterer Intensivierung angesehen werden kann. Als allgemeine Maßnahme von zentraler Bedeutung kann folglich uneingeschränkt und in Übereinstimmung z. B. mit EEA (2007), STOATE *et al.* (2009) und GEVERS *et al.* (2011) empfohlen werden, einen Mindestflächenanteil an Brachen im Ackerland zu sichern.

Da es unwahrscheinlich (bzw. in Österreich unsicher) ist, dass entsprechende freiwillige Agrar-Umweltmaßnahmen tatsächlich angeboten werden können oder eine ausreichende Flächenrelevanz erreichen, um die erforderlichen Effekte auf Populationsebene zu erzielen (z. B. WHITTINGHAM 2011, PERKINS *et al.* 2011), wird ein verpflichtender Ansatz für zielführend erachtet. Die derzeit im Zuge der anstehenden Reform der EU-Agrarpolitik diskutierten Vorschläge, in die verpflichtenden „ökologischen Ausgleichsflächen“ als Teil des „Greenings“ substanzielle Flächenanteile an Brachen aufzunehmen, erhalten durch die vorliegende Untersuchung starke Unterstützung.

Die Frage eines optimalen Flächenanteils wird durch diese Untersuchung nicht beantwortet, da sie nicht explizit Gegenstand der Fragestellung war und weil z. B. die Eingangsdaten (keine Unterscheidung zwischen Stilllegungen und „Blühflächen“) Unschärfen verursachten bzw. keine plausiblen Annahmen über ein künftiges ÖPUL getroffen werden konnten. Während manche Autoren etwa Brachen auf 10 % des Ackerlandes fordern (z. B. DOG/DDA 2011), weisen die Ergebnisse dieser Untersuchung darauf hin, dass ein Anteil von 2,5 % (ca. 30.000 ha) bereits substanzielle positive Effekte hat. Die Frage erforderlicher Flächenanteile ist jedoch erst dann beantwortbar, wenn wissenschaftlich fundierte quantitative Ziele für Ackervögel formuliert wurden, die z. B. geografisch differenziert Erhaltungsziele (z. B. eine definierte Bestandsgröße oder/und Erhaltung des derzeitigen Verbreitungsgebiets) und Verbesserungsziele (z. B. ein Bestandszuwachs um einen bestimmten Prozentsatz in einem definierten Zeithorizont) beinhalten. In diesem Zusammenhang kommt den quantitativen Biodiversitätszielen der EU bis 2020 (CEC 2010) Relevanz zu.

Befunde aus Österreich zu den „Blühflächen“ weisen darüber hinaus darauf hin, dass einer möglichst gleichmäßigen Verteilung in der Ackerlandschaft, einer Lage in offenen Landschaftsteilen sowie auch auf ertragreichen Böden eine noch größere Relevanz haben als das Flächenausmaß (ZUNA-KRATKY 2011). Zu ähnlichen Schlüssen kamen auch andere Untersuchungen (KELEMEN & FRÜHAUF 2005). Darüber hinaus hängt die ökologische Wirksamkeit von Brachen stark von ihrer Pflege (z. B. Rotations- oder Dauerbrachen, Häckseltermine, Ansaaten oder Selbstbegrünung) ab (z. B. FLADE *et al.* 2003, WRETENBERG *et al.* 2007, KELEMEN & FRÜHAUF 2005).

Gezielte Schutzmaßnahmen: Die Ergebnisse dieser Untersuchung stellen eine Grundlage dar, um von den unterschiedlichen Szenarien ausgehende Risiken in bestimmten Gebieten oder bei besonders naturschutzrelevanten Arten abzuschätzen. Sie können dazu genutzt werden, um räumlich differenziert und pro-aktiv gezielte Schutzmaßnahmen in relevanten Gebieten sowie für Arten mit dem größten Risiko zu planen und durchzuführen. Diese können gezielte Verbesserungsmaßnahmen durch Artenschutzprojekte umfassen (z. B. Maßnahmen zur Förderung des Bruterfolgs, zur

Anreicherung mit wichtigen Habitatstrukturen (z. B. Sitzwarten), aber auch Vertragsnaturschutz-Initiativen (Stichwort „Blaugrün-Projekte“) oder hoheitliche Maßnahmen in Schutzgebieten.

Raumplanung: Bestimmte Risiken können auch im Zuge der Raumplanung berücksichtigt werden. So können z. B. Verarbeitungsanlagen und andere logistisch bedeutende Anlagen lokal bis regional beträchtlichen Einfluss auf die Anbauverhältnisse im Ackerland ausüben (s. GEVERS et al. 2011).

Danksagung

Dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung – Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz, wird für Auftragsvergabe herzlich gedankt und insbesondere Alexander Schuster für fachliche Unterstützung.

Die vorliegende Untersuchung wurde als Teil des Projekts „Biokraftstoffe – Potentiale, Risiken, Zukunftsszenarien“ im Rahmen des Forschungsprogramms proVision durch den österreichischen Forschungsfonds FWF (Projektzahl N500010-PRV) gefördert und das Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung (Abteilung II/4) finanziert.

Den Kollegen im Umweltbundesamt, insbesondere Peter Zulka, Dietrich Moser und Martin Götzl danke ich herzlich für intensive und anregende fachliche Diskussionen, sorgfältige Betreuung des Projekts, kooperative Zusammenarbeit sowie insbesondere die aufgebrachte Geduld.

Sehr schätzte ich die Zusammenarbeit mit den Kollegen des proVision-Projektes „Werkzeuge für Modelle einer nachhaltigen Raumnutzung“ (Franz Sinabell, Johannes Rüdiger, Veronika Asamer und Erwin Schmid).

Rainer Raab bin ich zu großem Dank für die äußerst wertvollen zur Verfügung gestellten Daten zur Großtrappe sowie für Diskussionsbereitschaft verpflichtet.

Otto Hofer möchte ich stellvertretend für das Lebensministerium danken, das wichtige Daten für diese Untersuchung bereitstellte.

Weiters danke ich BirdLife Österreich, v. a. Gábor Wichmann, Gerald Pfiffinger für Unterstützung und insbesondere Michael Dvorak für die Bereitstellung von Vogeldaten.

Und nicht zuletzt gebührt den zahlreichen ehrenamtlichen Mitarbeitern des BirdLife-Brutvogel-Monitorings wie so oft ein großes Dankeschön, denn ohne die in ihrer Freizeit gesammelten Daten wäre diese Untersuchung nicht möglich gewesen.

Literatur

- ANDERSON, G. Q. A, M. J. FERGUSSON (2006): Energy from biomass in the UK: sources, processes and biodiversity implications. *Ibis*, 148, 180–183.
- ASAMER, V., B. STÜRMER, E. SCHMID, E. (2010): Rapsszenarien von Österreich. Universität für Bodenkultur, Wien.
- ASAMER, V., B. STÜRMER, F. STRAUSS, E. SCHMID (2009): Ökologische und Ökonomische Bewertung der Pappelproduktion auf Ackerflächen in Österreich. <http://www.landnutzung.at/Ergebnisse.html>
- AUSTRIAN ENERGY AGENCY (2006): Vorstudie für einen nationalen Biomasseaktionsplan für Österreich. Wien.
- BALDWIN, R. A. (2009): Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy* 11: 854–866.
- BAYRAMOGLU, B., R. CHAKIR (2010): Indirect effects of French biofuel policies on pesticide demand: an econometric analysis. Vortrag am 4. World congress of environmental and resource economists. 28.6. bis 2.7.2010, Montréal (Kanada).
- BENTON, T. G., J. A. VICKERY, J. D. WILSON (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series no. 12. BirdLife International, Cambridge. 400 pp.
- BMLFUW (2008): Gesamtwirtschaftliche Effekte der Umsetzung der EU-Ziele im Bereich Erneuerbare Energien und Gebäudeeffizienz. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1012 Wien.
- BMLFUW (2010a): Erneuerbare Energie in Zahlen. Die Entwicklung erneuerbarer Energie in Österreich im Jahr 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1012 Wien.
- BMLFUW (2010b): Evaluierungsbericht 2010. Halbzeitbewertung des Österreichischen Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1012 Wien. <http://land.lebensministerium.at/article/articleview/87374/1/26581>.
- BOWYER, C. (2010): Anticipated indirect land use associated with expanded use of biofuels and bioliquids in the EU – An analysis of the National Renewable Energy Action Plans. Institute for European Environmental Policy. 24 pp. http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2010/iluc_analysis.pdf,
- BRADER, M., G. AUBRECHT (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der OÖ. Landesmuseen, Linz. 543 pp.
- BRAINBOWS INFORMATIONSMANAGEMENT GMBH (2007): Biomasse-Ressourcen-Potential in Österreich. Studie im Auftrag der RENERGIE Raiffeisen Managementgesellschaft für erneuerbare Energie GmbH, Endbericht 07.05.2007, Wien, 2007.
- Frühauf, J. (2011): Auswirkungen v. Biokraftstoffen auf die Biodiversität/Oberösterreich-Fokus (proVision)136

- BRITO, J. C. A., L. ACOSTA, F. ÁLVARES, F. CUZIN (2009): Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African Canids. *Biological Conservation* 142: 3020–3029.
- BUTLER, S.J., L. BOCCACCIO, R. D. GREGORY, P. VORISEK, K. NORRIS (2010): Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 348–357.
- CARROLL, C. (2010): Role of climatic niche models in focal-species-based conservation planning: Assessing potential effects of climate change on Northern Spotted Owl in the Pacific Northwest, USA. *Biological Conservation* 143: 1432–1437.
- CBD (2008): The potential impacts of biofuels on biodiversity. Matters arising from SBSTA recommendation XII/7. UNEP/CBD/COP/9/26. Convention on Biological Diversity, 16 pp.
- CEC (2010): Health check for Europe's protected nature. <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/healthcheck.pdf>.
- CRUTZEN, P. J., A. R. MOSIER, K. A. SMITH, W. WINIWARTER (2007): N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7: 11191–11205.
- DAUBER, L., M. B. JONES, J. C. STOUT (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *Global Change Biology Bioenergy* 2: 289–309.
- DOG/DDA (2011): Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Ackerlandschaft. Deutsche Ornithologen-Gesellschaft und Dachverband Deutscher Avifaunisten. http://www.dda-web.de/downloads/texts/positionspapier_agrarvoegel_dda_dog.pdf.
- DONALD, P. F., R. E. GREEN, M. F. HEATH (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 268: 25–29.
- EEA (2006): How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? EEA Report 7/2006. Luxembourg. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_7.
- EEA (2007): Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture EEA Report 12/2007. Luxembourg. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_7.
- EGGERS, J., K. TRÖLTZSCH, A. FALCUCCI, L. MAIORANO, P. H. VERBURG, E. FRAMSTAD, G. LOUETTE, D. MAES, S. NAGY, W. OZINGA, B. DELBAERE (2009): Is biofuel policy harming biodiversity in Europe? *Global Change Biology Bioenergy* 1: 18–34.
- EICKHOUT, B., G. J. VAN DEN BORN, J. NOTENBOOM, M. VAN OORSCHOT, J. P. M. ROS, D. P. VAN VUUREN, H. J. WESTHOEK (eds) (2008): Local and Global Consequences of the EU Renewable Directive for Biofuels. Testing the Sustainability Criteria. Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500143001.pdf>.
- ELITH, J., C. H. GRAHAM, R. P. ANDERSON, M. DUDÍK, S. FERRIER, A. GUISAN, R. J. HIJMANS, F. HUETTMANN, J. R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L. G. LOHMANN, B. A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J. M. OVERTON, A. T. PETERSON, S. J. PHILLIPS, K. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R. E. SCHAPIRE, J. SOBERÓN, S. WILLIAMS, M. S. WISZ, N. E. ZIMMERMANN (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.
- Frühauf, J. (2011): Auswirkungen v. Biokraftstoffen auf die Biodiversität/Oberösterreich-Fokus (proVision) 137

- ELITH, J., M. KEARNEY, S. PHILLIPS (2010a): The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 330–342.
- ELITH, J., S. J. PHILLIPS, T. HASTIE, M. DUDÍK, Y. E. CHEE, C. J. YATES (2010b): A statistical explanation of MaxEnt for Ecologists. *Diversity and Distributions* 16: 1–15.
- EVANS, K. L. (2004): The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1–13.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515.
- FARGIONE J., J. HILL, D. TILMAN, S. POLASKY, P. HAWTHORNE (2008): Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319: 1235–1238.
- FARRELL, E. E., R. J. PLEVIN, B. T. TURNER, A. D. JONES, M. O’HARE, M. KAMMEN (2006): Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science* 311: 506–508.
- FLADE, M., H. PLACHTER, E. HENNE, K. ANDERS (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projekts. Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 388pp.
- FLATHER, C. H., M. BEVERS (2002): Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *American Naturalist* 159: 40–56.
- FRÜHAUF, J. (2004): Der Einfluss von ÖPUL 2000 auf Habitatnutzung und Brutvorkommen der Heidelerche an der Thermenlinie. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. BirdLife Österreich, Wien.
- FRÜHAUF, J. (2011): Der Einfluss des ÖPUL auf die Vögel in der Kulturlandschaft -Zusammenhangs-Analysen, räumliche Differenzierung und Farmland Bird Index. 3. Teilbericht: Zusammenhangs-Analysen. Im Auftrag des Lebensministeriums. BirdLife Österreich, Wien.
- FRÜHAUF, J., N. TEUFELBAUER (2006): Evaluierung des Einflusses von ÖPUL-Maßnahmen auf Vögel des Kulturlandes anhand von repräsentativen Monitoring-Daten: Zustand und Entwicklung. Studie von BirdLife Österreich für die ÖPUL-Halbzeit-Evaluierung (update) im Auftrag des BMLFUW. Wien, 97 pp. + Anhang.
- FRÜHAUF, J., E. SCHMID, M. SCHÖNHART, K. P. ZULKA (in Vorb.) Increased biofuel cultivation may accelerate the decline of farmland birds in Austria.
- FRÜHAUF, J., N. TEUFELBAUER (2008): Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich. Vorstudie. Preparation of the Austrian Farmland Bird Index. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. BirdLife Österreich, Wien. 141 pp. <http://land.lebensministerium.at/article/articleview/84408/1/26582>.
- FRÜHAUF, J., M. POLLHEIMER, K. DONNERBAUM, R. KINNL, J. OBERWALDER (2011): Auswirkungsanalyse von Christbaumkulturen auf Heidelerche und Neuntöter im Natura 2000-Gebiet „Wachau-Jauerling“. Im Auftrag der ARGE NÖ Christbaum- und Schmuckreisigproduzenten. St. Pölten. 112 pp.
- GEVERS, J., T. T. HØYE, C. J. TOPPING, M. GLEMNITZ, B. SCHRÖDER (2011): Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: Impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. *Global Change Biology Bioenergy* 3: 472–482.

- GALLAGHER, E. (2008): The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production. Renewable Fuels Agency. http://www.unido.org/fileadmin/user_media/UNIDO_Header_Site/Subsites/Green_Industry_Asia_Conference_Maanila_GC13/Gallagher_Report.pdf.
- GIBSON, L., B. BARRETT, A. BURBIDGE (2007): Dealing with uncertain absences in habitat modelling: a case study of a rare ground-dwelling parrot. *Diversity and Distributions* 13: 704–713.
- GRÜNER BERICHT: Grüner Bericht. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm2/index.php>.
- HELLMANN, F., P. H. VERBURG (2010): Impact assessment of the European biofuel directive on land use and biodiversity. *Journal of Environmental Management* 91: 1389–1396.
- HENNENBERG, K. J., C. DRAGISIC, S. HAYE, J. HEWSON, B. SEMROC, C. SAVY, K. WIEGMANN, H. FEHRENBACH, U. R. FRITSCH (2009): The Power of Bioenergy-Related Standards to Protect Biodiversity. *Conservation Biology* 24: 412–423.
- HERNANDEZ, P. A., C. H. GRAHAM, L. L. MASTER, D. L. ALBERT (2006): The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773–785.
- HOSMER, D. W., S. LEMESHOW (2000): Applied logistic regression. Wiley, New York.
- HUNTLEY, B., R. E. GREEN, Y. C. COLLINGHAM, S. G. WILLIS (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB and Lynx Editions, Barcelona. 521 pp.
- IEEP (2004): The Potential Environmental and rural impacts of Biofuel Production in the UK. Institute for European Environmental Policy. <http://www.ieep.eu/assets/645/PotentialEnviRuralImpactsBiofuelProduction.pdf>.
- JACOBS, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 14: 413–417.
- KADOYA, T. H. S. ISHII, R. KIKUCHI, S. SUDA, I. WASHITANI (2009): Using monitoring data gathered by volunteers to predict the potential distribution of the invasive alien bumblebee *Bombus terrestris*. *Biological Conservation* 142: 1011–1017.
- KELEMEN-FINAN, J., J. FRÜHAUF (2005): Einfluss des biologischen und konventionellen Landbaus sowie verschiedener Raumparameter auf bodenbrütende Vögel und Niederwild in der Ackerbau Landschaft: Problemanalyse – praktische Lösungsansätze. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Distelverein, Deutsch-Wagram.
- KLETZAN, D., K. KRATENA, I. MEYER, F. SINABELL, E. SCHMID, B. STÜRMER (2008): Volkswirtschaftliche Evaluierung eines nationalen Biomasseaktionsplans für Österreich. WIFO, Wien.
- KOH, L. P., J. GHAZOUL (2008): Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation* 141: 2450–2460.
- KUEMMERLE, T., K. PERZANOWSKI, O. CHASKOVSKYY, K. OSTAPOWICZ, L. HALADA, A.-T. BASHTA, I. KRUIHLOV, P. HOSTERT, D. M. WALLER, V. C. RADELOFF (2010): European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation* 143: 908–916.
- LOUETTE, G., D. MAES, J. R. M. ALKEMADE, L. BOITANI, B. DE KNEGT, J. EGGERS, A. FALCUCCI, E. FRAMSTAD, W. HAGEMEIJER, S. M. HENNEKENS, L. MAIORANO, S. NAGY, A. NIETO SERRADILLA, W. A. OZINGA, Frühauf, J. (2011): Auswirkungen v. Biokraftstoffen auf die Biodiversität/Oberösterreich-Fokus (proVision) 139

- J. H. J. SCHAMINÉE, V. TSIAOUSI, S. VAN TOL, B. DELBAERE (2010): BioScore – Cost-effective assessment for policy impact on biodiversity using species sensitivity scores. *Journal for Nature Conservation* 18: 142–148.
- MEEHAN, T. D., A. H. HURLBERT, C. GRATTON (2010): Bird communities in future bioenergy landscapes of the Upper Midwest. *PNAS* 107: 18533–18538.
- OECD/FAO (2008): OECD/FAO Agricultural outlook 2008–2017. OECD/FAO, Paris/Rome. <http://www.fao.org/es/esc/common/ecg/550/en/AgOut2017E.pdf>.
- PEARSON, R. G., C. J. RAXWORTHY, M. NAKAMURA, A. T. PETERSON (2007): Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102–117.
- PEER, K., J. FRÜHAUF (2009): ÖPUL-Naturschutzmaßnahmen für gefährdete Wiesenbrüter in Tirol. Im Auftrag der der Tiroler Landesregierung – Abteilung Umweltschutz. 128 pp.
- PERKINS, A. J. H. E. MAGGS, A. WATSON, J. D. WILSON (2011): Adaptive management and targeting of agrienvironment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology* 48: 514–522.
- PHALAN, B. (2009): The social and environmental impacts of biofuels in Asia: An overview. *Applied Energy* 86: 21–29.
- PHILLIPS, S. J. (2006): A Brief Tutorial on maxent. AT & T Research. <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/> (Zugriff am 19.12.2009)
- PHILLIPS, S. J., M. DUDIK (2008): Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175
- PHILLIPS, S. J., M. DUDÍK, R. E. SCHAPIRE (2006): *Maximum entropy modeling of species geographic distributions*. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, R. E. SCHAPIRE (2004): *A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling*. Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning, Banff, Alberta, Canada, S. 83 ff. http://www2.research.att.com/~phillips/pdf/icml_2004.pdf.
- PIMENTEL, D., T. W. PATZEK (2005): Ethanol Production Using Corn, Switchgrass, and Wood; Biodiesel Production Using Soybean and Sunflower. *Natural Resources Research* 14: 65–76.
- REINO, L., M. PORTO, R. MORGADO, F. CARVALHO, A. MIRA, P. BEJA (2010): Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? *Forest Ecology and Management* 260: 1359–1366.
- RIENKS, W.A. (ed.) (2008): The future of rural Europe. An anthology based on the results of the Eururalis 2.0 scenario study. Wageningen University Research and Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, the Netherlands. <http://www.kennisonline.wur.nl/NR/rdonlyres/DA89D571-B836-46CA-A9D8-A826C4DC546F/74436/The2ofuture2oof2orural2oEurope.pdf>.
- SALA, O. E., D. SAX, H. LESLIE (2009): Biodiversity consequences of biofuel production. Pages 127–137 in R.W. Howarth and S. Bringezu (eds) *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*. Proceedings of the Scientific Committee on
- Frühauf, J. (2011): Auswirkungen v. Biokraftstoffen auf die Biodiversität/Oberösterreich-Fokus (proVision)140

- Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22–25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, Ithaca NY, USA. <http://cip.cornell.edu/biofuels/>
- SCHARLEMAN, J. P. W. (2008): Can bird research clarify the biodiversity benefits and drawbacks of biofuels? *Ibis* 150: 640–642.
- SCHÖNHART, M., E. SCHMID, U. A. SCHNEIDER (2009): CropRota – A Model to Generate Optimal Crop Rotations from Observed Land Use. Diskussionspapier DP-45-2009. Universität für Bodenkultur Wien. http://www.boku.ac.at/wpr/wpr_dp/DP-45-2009.pdf.
- SEARCHINGER, T, R. HEIMLICH, R. A. HOUGHTON, F. DONG, A. ELOBEID, J. FABIOSA, T. TOKGOZ, D. HAYES, T. YU (2008): Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land Use Change. *Science*. Published on-line 7 February 2008. <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/1151861>.
- SINABELL, F., E. SCHMID (2008): Die Produktion von Biomasse zur energetischen Verwertung in Österreich. *WIFO-Monatsberichte* 81: 543–551.
- SOLOMON, B. (2010): Biofuels and sustainability. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1185: 119–134.
- STOATE, C., A. BÁLDI, P. BEJA, N. D. BOATMAN, I. HERZON, A. VAN DOORN, G. R. DE SNOO, L. RAKOSY, C. RAMWELL (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.
- TEUFELBAUER, N. (2009): Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich: Datenerhebung und -aufbereitung 2008. Im Auftrag des Lebensministeriums.
- TEUFELBAUER, N., J. FRÜHAUF (2008): Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich. *Vorstudie. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II/5.* 141 pp.
- TEUFELBAUER, N. (2011): Der Einfluss des ÖPUL auf die Vögel in der Kulturlandschaft - Zusammenhangs-Analysen, räumliche Differenzierung und Farmland Bird Index. 3. Teilbericht: Farmland Bird Index 2010 für Österreich. Im Auftrag des Lebensministeriums. BirdLife Österreich, Wien.
- TOGNETTI, M. F., S. A. ROIG-JUÑENT, A. E. MARVALDI, G. E. FLORES, J. E. LOBO (2009): An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 347–360.
- TUCKER, G., K. HART, D. BALDOCK, M. FARMER, J. HEGARTY (2010): Recent and possible EU agricultural policy developments and their potential implications for farmland birds. *BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III*. http://www.bou.org.uk/bouproc_net/lfb3/tucker_et_al.pdf
- UHL, H., J. FRÜHAUF, H. KRIEGER, H. RUBENSER, A. SCHMALZER (2008): Heidelerche im Mühlviertel. Erhebung der Brutvorkommen und Artenschutzprojekt 2007. I. A. des Amts der Oö. Landesregierung, Naturschutzabteilung.
- VAN OORSCHOT, M., J. ROS, J. NOTENBOOM (2010): Evaluation of the indirect effects of biofuel production on biodiversity: assessment across spatial and temporal scales. Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), Bilthoven. www.pbl.nl/en.
- Frühauf, J. (2011): Auswirkungen v. Biokraftstoffen auf die Biodiversität/Oberösterreich-Fokus (proVision) 141

- VAN BUSKIRK, J., Y. WILLI (2004): Enhancement of Farmland Biodiversity within Set-Aside Land. *Conservation Biology* 18: 987–994.
- VICKERY, J. A., R. B. BRADBURY, I. G. HENDERSON, M. A. EATON, P. V. GRICE (2004): The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation* 119: 19–39.
- WHITTINGHAM, M. J. (2011): The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? *J. Appl. Ecol.* 48: 509–513.
- WIFO (2010): [Karner, A., S.-C. Koller, C. Kettner, D. Kletzan-Samanig, A. Köppl, A. Leopold, R. Lang, N. Nakicenovic, K. Reinsberger, G. Resch, S. Schleicher, H. Schnitzer, K. Steininger] National Renewable Energy Action Plan 2010 for Austria (NREAP-AT) under Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council. Federal Ministry of Economy, Family and Youth.
- WILLIAMS, J. R. (1995): The Epic Model. In: Singh, V.P. (eds). *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado.
- WISZ, M. S., R. J. HIJMANS, J. LI, A. T. PETERSON, C. H. GRAHAM, A. GUIBAN, NCEAS PREDICTING SPECIES DISTRIBUTIONS WORKING GROUP (2008): Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity Distrib.* 14: 763–773.
- WRETENBERG, J., Å. LINDSTRÖM, S. SVENSSON, T. PÄRT (2007): Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44: 933–941.
- ZUNA-KRATKY, T. (2011): Ein Blühstreifenmodell für ÖPUL zur Erhaltung der Biodiversität im Ackerland. Netzwerk Land-Seminar „Biodiversitätsflächen im Grünland und im Acker (19.–20.9.2011). http://www.netzwerk-land.at/umwelt/veranstaltungen/downloads_biodiversitaetsflaechen2011/biodivflaechen_zunakratky.

Anhänge

Anhang 1: Zuordnungen von 41 Raumeinheiten zu 17 Naturräumen (s. Text).

NATURRAUM	NAME	RAUMEINHEIT
Aist-Naarn-Kuppenland	ANK	Aist-Naarn-Kuppenland
Alpen	SG	Sengsengebirge
	ET	Ennstal
	SKV	Salzkammergut-Voralpen
	SKT	Salzkammergut-Talungen
	STT	Steyr- und Teichltal
	KH	Kalk-Hochalpen
	WB	Windischgarstner Becken
	ESV	Enns- und Steyrtaler Voralpen
Böhmerwald	SBA	Südliche Böhmerwaldausläufer
	BW	Böhmerwald
Eferdinger Becken	EB	Eferdinger Becken
Freiwald und Weinsberger Wald	FWW	Freiwald und Weinsberger Wald
Inn- und Hausruckviertel, Kobernaußner Wald, Mattigtal	MT	Mattigtal
	HKW	Hausruck und Kobernaußner Wald
	IHH	Inn- und Hausruckviertler Hügelland
Inntal	IT	Inntal
Leonfeldner Hochland	LH	Leonfeldner Hochland
Linzer Feld	LF	Linzer Feld
Machland	ML	Machland
Südinntal Seengebiet, Neukirchner Platte, Salzachtal, Weilharter Forst	SSG	Südinntal Seengebiet
	ST	Salzachtal
	NP	Neukirchner Platte
	WL	Weilharts- und Lachforst
Sauwald	SW	Sauwald
Traun-Enns-Riedelland und Unteres Enns- und Steyrtal	UA	Unteres Almtal
	TER	Traun-Enns-Riedelland
	UES	Unteres Enns- und Steyrtal
Unteres Trauntal	UT	Unteres Trauntal
Vöckla-Ager-Hügelland, Vöckla-Agertal, Ager-Traun-Terrassen	TS	Traunschlucht
	VA	Vöckla-Agertal
	ATT	Ager-Traun-Terrassen
	VAH	Vöckla-Ager-Hügelland
Voralpen	AMB	Attersee-Mondsee-Becken
	TAF	Traun- und Atterseer Flyschberge
	AKF	Almtaler und Kirchdorfer Flyschberge
	ESF	Enns- und Steyrtaler Flyschberge
	MF	Mondseer Flyschberge
Zentrales und südliches Mühlviertel, Donauschlucht und Nebentäler	DSN	Donauschlucht und Nebentäler
	ZH	Zentralmühlviertler Hochland
	SMR	Südliche Mühlviertler Randlagen

Anhang 2: Auswirkungen der Szenarien auf die untersuchten Arten (sortiert nach systematischer Stellung). Fokus-Arten mit vorrangigem Interesse für den Auftraggeber sind hellgrün hinterlegt. Rote Liste Oberösterreich (BRADER & AUBRECHT 2003): 1 vom Aussterben bedroht; 2 stark gefährdet; 3 gefährdet; 4 nahezu bedroht. Rote Liste Österreich (FRÜHAUF, 2005): CR vom Aussterben bedroht, EN stark gefährdet, VU gefährdet, NT Gefährdung droht, LC nicht gefährdet. VS-RL Anhang I: X Arten in Anhang I der EU-Vogelschutz-Richtlinie. *Art im Farmland Bird Index (TEUFELBAUER 2011). ^WHabitatmodell auf Basis von Nicht-Brutzeit-Daten. Bedeutung Oberösterreich: Anteil des gesamten modellierten Habitatpotentials in Österreich, das auf Oberösterreich entfällt (FRÜHAUF et al. in Vorb.).

Art (deutsch)	Rote Liste Oberösterreich	Rote Liste Österreich	VS-RL Anhang I	Bedeutung Oberösterreich	Szenario 1		Szenario 1+		Szenario 2		Szenario 2+	
					OÖ	A	OÖ	A	OÖ	A	OÖ	A
Weißstorch	1	NT	X	12%	-6,6%	-1,7%	-6,6%	-2,3%	-0,1%	1,5%	-4,0%	-1,3%
Schwarzmilan	1	EN	X	7%	47,6%	-3,5%	70,4%	25,1%	20,7%	-19,4%	74,9%	32,1%
Rohrweihe	1	NT	X	4%	18,8%	5,1%	24,4%	8,0%	1,0%	-6,4%	22,3%	8,1%
Mäusebussard		LC		18%	3,2%	-2,0%	5,3%	0,9%	-6,0%	-6,0%	3,4%	-1,0%
Turmfalke *		LC		18%	9,1%	5,4%	11,5%	7,5%	-0,2%	-1,3%	13,7%	9,3%
Rebhuhn *	3	VU		4%	6,3%	-2,8%	5,1%	0,8%	-2,2%	-5,7%	12,1%	6,3%
Wachtel	3	NT		10%	7,6%	-7,6%	9,0%	-2,0%	-1,1%	-13,3%	18,5%	0,8%
Kiebitz *	4	NT		22%	24,6%	19,9%	24,8%	22,9%	8,0%	12,2%	27,3%	26,2%
Hohltaube	4	NT		15%	-0,3%	1,4%	0,9%	2,4%	-3,1%	-3,0%	-0,5%	0,0%
Ringeltaube		LC		22%	2,1%	1,3%	2,4%	1,4%	-2,0%	-1,6%	4,6%	3,2%
Turteltaube *	4	LC		9%	26,9%	6,1%	26,4%	7,3%	24,2%	1,9%	34,3%	11,3%
Steinkauz	1	CR		14%	-43,2%	-23,5%	-39,5%	-11,3%	-56,3%	-32,4%	-36,3%	-8,0%
Heidelerche	1	VU	X	23%	3,9%	21,4%	3,8%	15,2%	-0,9%	20,5%	3,5%	15,2%
Feldlerche *	4	LC		21%	7,3%	1,6%	6,6%	3,4%	0,2%	-1,9%	10,5%	5,9%
Rauchschwalbe	4	NT		23%	-12,8%	-10,1%	-12,0%	-8,4%	-21,3%	-15,2%	-10,6%	-5,8%
Mehlschwalbe	4	NT		21%	4,3%	5,6%	4,9%	5,5%	-1,5%	2,2%	5,2%	6,2%
Schafstelze	1	NT		5%	-4,2%	-32,3%	17,7%	-17,3%	-22,7%	-32,4%	14,3%	-11,2%
Schwarzkehlchen *	2	LC		6%	57,6%	8,6%	66,5%	11,4%	44,8%	5,5%	69,9%	15,4%
Neuntöter *	4	LC	X	7%	3,3%	5,4%	5,5%	5,9%	-12,3%	-1,5%	7,1%	7,2%
Raubwürger ^W		CR		4%	2,5%	-2,0%	2,6%	-3,9%	8,0%	0,3%	2,2%	-6,5%
Elster		LC		16%	6,0%	-0,2%	6,5%	2,3%	2,2%	-4,8%	8,5%	3,4%
Dohle	4	NT		27%	-25,8%	-17,9%	-27,0%	-17,8%	-22,4%	-17,7%	-23,5%	-16,1%
Aaskräh		LC		21%	2,4%	-0,8%	3,5%	0,4%	0,0%	-2,4%	3,9%	1,0%
Star *		LC		20%	-3,7%	-6,5%	-2,3%	-5,2%	-5,6%	-7,7%	-2,1%	-4,6%
Feldsperling *		LC		18%	-13,4%	-16,1%	-11,1%	-12,8%	-20,9%	-21,6%	-8,5%	-11,1%
Girlitz *		LC		18%	-13,7%	-12,1%	-11,1%	-8,0%	-26,5%	-20,6%	-4,7%	-3,8%
Grünling		LC		22%	-8,8%	-5,0%	-7,4%	-3,4%	-11,0%	-7,5%	-7,0%	-2,1%
Stieglitz *		LC		18%	65,1%	59,1%	69,4%	60,3%	65,7%	58,6%	62,5%	59,6%
Hänfling *	4	LC		5%	15,0%	1,8%	8,6%	7,8%	24,7%	-1,7%	15,4%	9,8%
Goldammer *	6	LC		20%	-9,2%	-6,7%	-8,7%	-5,4%	-16,0%	-10,5%	-5,5%	-3,5%
Grauammer *	1	NT		5%	12,0%	-10,1%	22,1%	9,1%	-11,8%	-24,9%	20,5%	13,3%