

Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen - Endbericht -



von
Dr. Hermann Hötter
Heike Jeromin
Kai-Michael Thomsen

Projektleitung:
Dr. Hermann Hötter

Michael-Otto-Institut im NABU
Bergenhäuser

Projektbericht für die
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DBU AZ: 22718
Projektbeginn: 17.02.2005

Juli 2007

Inhaltsverzeichnis

	Seite
	Zusammenfassung 4
	Abstract 6
1	Einleitung. 8
2.	Material und Methode 10
2.1	Bestandsentwicklungen von auf Feuchtwiesen brütenden Watvögeln in Deutschland 10
2.2	Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten 14
2.3	Reproduktionraten von Wiesenvögeln 15
2.4	Effizienzkontrolle 16
2.5	Ausgaben für Maßnahmen zum Feuchtwiesenschutz 17
2.6	Statistische Analysen 18
2.7	Danksagungen 18
3	Situation der Wiesenvögel in Deutschland und Mitteleuropa 19
3.1	Bestandstrends 19
3.2	Bestandsentwicklungen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten 27
3.3	Populationsbiologische Ursachen der Bestandsveränderungen von Wiesenvögeln 34
3.3.1	Überlebensraten von Wiesenvögeln (Zusammengestellt von Maja Roodbergen, Univ. Wageningen) 34
3.3.2	Reproduktionraten von Wiesenvögeln 39
3.3.3	Fazit: Überlebensrate oder Reproduktionsrate 47
4	Analyse des Schutzes von Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften (von L. Rasran, K. Vogtz & J. Schrautzer) 48
4.1	Einleitung 48
4.2	Methoden 49
4.2.1	Kennarten und Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes und ihr Gefährdungsstatus 49
4.2.2	Sukzessionsschema 49
4.2.3	Flächenauswahl und –bewertung (generelle Vorgehensweise und Problematik) 49
4.2.4	Datenanalyse 54
4.3	Ergebnisse 54
4.3.1.	Kennarten und Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes und ihr Gefährdungsstatus 54
4.3.2	Sukzessionsschema 55
4.3.3	Großflächige Vegetationsentwicklung (Gebietsanalysen) 55
4.3.4	Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 55

	Seite
4.4	Diskussion 56
4.4.1	Problematik der Gebietsauswahl und -bewertung 56
4.4.2	Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Feuchtwiesenvegetation 58
4.5	Literatur 61
5	Schutzmaßnahmen für Feuchtwiesen und ihr Erfolg 64
5.1	Darstellung der Maßnahmen 64
5.2	Bestandsentwicklungen von Vögeln nach Schutzmaßnahmen 65
5.3	Isolation von Beständen und Erfolg von Schutzmaßnahmen ... 67
5.4	Erfolg der „administrativen“ Schutzinstrumente 68
5.5	Erfolg einzelner Habitat-Management-Maßnahmen 71
5.6	Prädatorenbekämpfung 73
5.7	Fazit..... 75
6	Ausgaben für Maßnahmen zum Feuchtwiesenschutz 76
6.1	Höhe der Ausgaben 76
6.2	Ausgaben bezogen auf die Zahl der Wiesenlimikolen 76
6.3	Ausgaben bezogen auf neu angesiedelte Wiesenvögel 82
6.4	Fazit 82
7	Alternative Nutzungen von Feuchtwiesenstandorten 83
8	Perspektive des Wiesenvogelschutzes in natürlichen Lebensräumen 85
9	Praktische Empfehlungen für den Feuchtwiesenschutz..... 87
9.1	Nordseeküste mit Inseln 87
9.2	Feuchtwiesen im Binnenland auf Mineralböden 87
9.3	Feuchtwiesen im Binnenland auf Standorten mit Torfböden.... 88
10	Perspektiven des Feuchtwiesenschutzes 89
11	Ausblick 91
12	Literaturverzeichnis 92
	Anhänge

Zusammenfassung

Feuchtwiesen sind durch landwirtschaftliche Nutzung entstandene naturnahe Lebensräume mit einer hohen Zahl bedrohter Organismen. Durch Veränderungen der landwirtschaftlichen Praxis sind Feuchtwiesen und ihre typischen Bewohner in ihrem Bestand bedroht. Mit dem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unterstützten Projekt „Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen“ sollen Hilfestellungen dafür entwickelt werden, wie und wo die vorhandenen Maßnahmen und Mittel zum Schutz der Feuchtwiesen und seiner Bewohner am effektivsten eingesetzt werden können. Dazu werden die bisher beim Schutz von Feuchtwiesen gewonnenen Erfahrungen durch eine Literaturrecherche ausgewertet.

Als Beispiele für typische Bewohner von Feuchtwiesen werden Wiesenvögel (Austernfischer, Kiebitz, Alpenstrandläufer, Kampfläufer, Bekassine, Uferschnepfe, Großer Brachvogel, Rotschenkel) sowie typische Pflanzengesellschaften der Feuchtwiesen untersucht. Von den acht betrachteten Wiesenvögeln weisen derzeit sieben in Deutschland einen signifikant negativen Bestandstrend auf. Lediglich Rotschenkel konnten ihre Bestände in jüngerer Zeit leicht erhöhen. Die Bestände aller Arten entwickelten sich vor allem im Binnenland sehr ungünstig, wogegen es im Küstenraum an einigen Stellen sogar zu Bestandserholungen kam.

Lediglich für den Großen Brachvogel waren die Bestandsentwicklungen innerhalb von Schutzgebieten signifikant günstiger als außerhalb. Im Falle der Bekassine zeigte sich in Schutzgebieten ein langsamerer Rückgang als außerhalb. Für die übrigen Arten konnte kein Effekt durch Schutzgebiete nachgewiesen werden, bzw. es zeigte sich ein negativer Effekt für die Bestandsentwicklung (Kiebitz).

Für die Arten, für die genügend Material zur Verfügung stand (Austernfischer, Kiebitz, Uferschnepfe, Großer Brachvogel, Rotschenkel) konnten mehr oder weniger stark rückläufige Reproduktionsraten nachgewiesen werden. Zwar war es durch Schutzbemühungen gelungen, die Verluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten zu vermindern, gleichzeitig hatten aber die Prädationsraten von Gelegen und vermutlich auch die Mortalitätsraten der Küken zugenommen. Positive Effekte von Schutzgebieten konnten wiederum durchgängig beim Großen Brachvogel und in den letzten Jahren auch bei Uferschnepfen nachgewiesen werden.

Es gibt außer beim Austernfischer keine Hinweise darauf, dass sich in den vergangenen Jahren die Mortalitätsraten von Wiesenvögeln verändert haben, so dass die wesentlichen Ursachen der negativen Bestandstrends im mangeln-

den Bruterfolg und damit in den Brutgebieten zu suchen sind.

Die für niedrigwüchsige Feuchtgrünlandbestände typischen Pflanzenarten und -gesellschaften des nordwestdeutschen Tieflandes werden zu den pflanzensoziologischen Einheiten der Feuchtwiesen (Calthion, verschiedene Ausprägungen) und Kleinseggenrieder (Scheuchzerio-Caricetea) gezählt. Die Ergebnisse der Datenauswertung (Gebietsanalyse und Dauerquadrate) bestätigen die Annahme, dass extensive Grünlandnutzung entscheidend für die Etablierung und den Erhalt dieser aus Sicht des botanischen Artenschutzes wertvollen Pflanzenarten und Gesellschaften ist. Der für Nutzungsexensivierung typische Verzicht auf zusätzliche Düngung der Flächen und die im Falle der Mahd stattfindende Aushagerung bewirken die Verschiebung des Nährstoffstatus der Flächen von überwiegend stark eutrophen Flutrasen und Wirtschaftsgrünländern hin zu weniger eutrophen bis mesotrophen Feuchtgrünland. Einschürige Mahd wurde als besonders erfolgreiche Maßnahme für den Erhalt und die Restitution artenreichen Feuchtgrünlands erachtet, während Beweidung von vergleichsweise geringem Erfolg war. Ein Brachfallen der Feuchtgrünlandflächen wurde zwar in der Regel negativ bewertet, konnte aber je nach Startsituation zu einem zwischenzeitig artenreicheren Bestand führen.

Zu Bedenken gilt, dass Vorgänge wie Aushagerung der Flächen, Einwanderung, Etablierung oder Ausfallen von Pflanzenarten im System im Vergleich zu Veränderungen der Vegetationsstruktur in weitaus größeren Zeiträumen ablaufen.

Positive Auswirkungen von Vernässungsmaßnahmen für die Entwicklung der botanischen Zielgesellschaften konnten nicht eindeutig nachgewiesen werden. Einerseits ist die Erhöhung des Grundwasserspiegels nach vorangegangener Entwässerung im Zuge intensiver Landnutzung eine wichtige Voraussetzung für die Existenz von Feuchtwiesen, andererseits sind aber bei zu langer Überstauung eben diese gefährdet und viele der Zielarten in ihrer Existenz bedroht. Darum sollte sorgfältig abgewogen werden, ob und wie eine aktive Vernässung erreicht wird und zusätzlich Effekte der passiven Vernässung durch z.B. Aufgabe der Grabenunterhaltung berücksichtigt werden.

Zur Beurteilung der Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen für Feuchtwiesen wurden insgesamt 90 Fälle aus verschiedenen europäischen Ländern zusammengestellt. Die Schutzmaßnahmen wurden durch Vereinbarungen des Vertragsnaturschutzes, den Ankauf von Feuchtwiesen, Maßnahmen auf staatseigenen Flächen sowie spezi-

elle Schutzprogramme für Gelege und Bruten umgesetzt. Zu den Einzelmaßnahmen zählten diverse Bewirtschaftungseinschränkungen sowie Veränderungen des Wasserhaushalts.

Die Wirksamkeit der Maßnahmen, die an der Bestandsentwicklung der Wiesenvögel und in einigen Fällen an der Ausdehnung typischer Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften gemessen wurde, war sehr unterschiedlich. Grundsätzlich zeigten sich positive Auswirkungen auf Wiesenvogelbestände vor allem in den Jahren unmittelbar nach der Umsetzung. Langfristige Erfolge wurden nur bei Brachvögeln deutlich. Bei diesen, aber auch bei anderen Arten, schien in kleineren Gebieten eine höhere Wirksamkeit erzielt werden zu können als in größeren. Im Fall der Uferschnepfe konnte untersucht werden, ob die räumliche Isolierung von Brutgebieten einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung oder die Wirksamkeit von Schutzaktionen hat. Hierfür konnten keine Hinweise gefunden werden.

Bei der Betrachtung der Wirksamkeit der Maßnahmen zeigte sich, dass Gelegeschutzprogramme und Lebensraumverbesserungen auf staatseigenen Flächen im Bereich des Wattenmeeres (sogenannte Naturschutzköge) sehr erfolgreich waren. Der Erfolg von Flächenankauf auf der einen und Vertragsnaturschutz auf Privatflächen auf der anderen Seite war je nach Vogelart und Bodenbeschaffenheit unterschiedlich. Tendenziell waren auf Mineralböden Projekte mit Flächenerwerb und auf organischen Böden Projekte des Vertragsnaturschutzes erfolgreicher.

Auch für die Einzelmaßnahmen ergaben sich nach Vogelart und Bodentyp differenzierte Ergebnisse. So wirkten sich in den Küstenkögen und in den übrigen Gebieten auf Mineralböden Vernässungsmaßnahmen positiv auf die Bestandsentwicklung aus, während dies auf organischen Böden seltener der Fall war. Die Schutzansprüche der bedrohten Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften unterschieden sich dabei nicht stärker von den Erfordernissen einzelner Vogelarten als die Vogelarten untereinander.

Die Bekämpfung von Tierarten, die Nester und Bruten von Watvögeln rauben, wirken sich in einigen Fällen positiv auf den Bruterfolg aus. Eine nachhaltige Bestandsstützung durch Prädatorenbekämpfung konnte jedoch bei Wiesenvögeln noch nicht nachgewiesen werden.

Für insgesamt 23 Schutzprojekte konnten die Ausgaben ermittelt und auf jährliche Kosten pro Hektar umgerechnet werden. Schutzprojekte mit Landkauf waren erheblich teurer als Vorhaben mit Vertragsnaturschutz bzw. direktem Schutz der Gelege und Bruten. Maßnahmen in den Küstenkögen waren am günstigsten.

Um eine Vorstellung über die Ausgabeneffizienz der Maßnahmen zu erhalten, wurden die unterschiedlichen Siedlungsdichten und Be-

standsentwicklungen der Vögel in den Gebieten berücksichtigt und die Ausgaben pro Revierpaar bzw. pro zusätzlich angesiedeltem Revierpaar abgeschätzt. Es zeigte sich, dass für alle Arten außer dem Brachvogel, der offensichtlich am besten durch Vertragsnaturschutzmodelle auf organischen Böden zu fördern ist, Maßnahmen in den Küstenkögen am kosteneffizientesten waren. Der Kauf in Gebieten mit Mineralböden ist für die meisten Arten ebenfalls sehr sinnvoll – gegebenenfalls in Verbindung mit Vertragsnaturschutzangeboten. Der direkte Schutz von Gelegen und Bruten war bei den Arten, für die entsprechende Daten vorlagen, ebenfalls effizient.

Für den Fall, dass keine Möglichkeiten bestehen, einzelne Feuchtwiesengebiete als solche zu erhalten, wurde kurz der Naturschutzwert alternativer Nutzungen betrachtet. Dabei wurden nur Nutzungen berücksichtigt, die den Grundwasserstand nicht absenken und somit eine rasche Remineralisierung der Torfbestandteile des Bodens und damit einen erhöhten CO₂-Ausstoß verhindern. Die Szenarien waren Sukzession und Anbau von nachwachsenden Rohstoffen wie Reet. Es zeigte sich, dass dort wo noch Brutbestände bedrohter Watvogelarten und Vorkommen bedrohter Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften existieren, aus Naturschutzsicht keine Verbesserung der Situation durch eine alternative Nutzung zu erwarten ist.

Ebenfalls kurz gestreift wurde die Frage, ob natürliche Lebensräume, die an den Küsten und Mooren an einigen Stellen noch Wiesenvogelpopulationen aufweisen, in Zukunft einen größeren Beitrag zum Wiesenvogelschutz leisten können. Es zeigte sich, dass sich derzeit ohne entsprechendes Management in den möglichen natürlichen Vorkommensgebieten der Wiesenvögel in Mitteleuropa die Bestände dieser Arten kaum vermehren können.

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen wurden Empfehlungen für den Feuchtwiesenschutz abgeleitet, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- Stärkeres Engagement für den Feuchtwiesenschutz, damit die negativen Bestandstrends umgekehrt werden können
- Stärkere Ausrichtung des Managements an konkreten Zielen
- Stärkere Differenzierung des Managements je nach örtlichen Gegebenheiten
- Verbesserung der Kooperation Landwirtschaft - Naturschutz
- Intensivere Begleituntersuchungen und Betreuung mit Effizienzkontrolle

Abstract

Wet grasslands are semi-natural habitats created by farming. They hold high numbers of organisms of high nature conservation values. Due to changes in agricultural practices wet grasslands and their typical inhabitants are threatened. In this project called „Action Plan for Wet Grasslands and Meadow Birds“ which is supported by the Deutsche Bundesstiftung Umwelt we try to aid decisions on how and where resources for the protection of wet grasslands can be used in the most effective way. For this we evaluated (by a literature review and by interviews) the existing experiences in the protection and the management of wet grasslands.

In the analysis we focus on typical inhabitants of wet grasslands, the meadow bird species Oystercatcher, Lapwing, Dunlin, Ruff, Common Snipe, Black-tailed Godwit, Curlew, and Redshank and on typical plant communities (Calthion, Scheuchceria-Caricetalia). The populations of seven out of eight of the bird species are declining in Germany at present. Only Redshanks were able to increase their population in recent years. All species declined inland, whereas some of the coastal populations increased.

The Curlew was the only species that showed a significantly more favourable population trend inside reserves as opposed to non-protected sites. Common Snipe populations decreased significantly slower inside reserves than outside reserves. For all other bird species either a negative effect (Lapwing) or no effect of protection status could be found.

In some species data on reproductive success allowed the calculation of trends over time. The breeding success of Oystercatchers, Lapwings, Black-tailed Godwits, Curlews and Redshanks has declined more or less severely during the past decades. Protecting sites resulted in fewer losses due to agricultural activities. At the same time predation rates of clutches and possibly also broods have increased considerably. Positive effects of protection measures on reproductive output could be confirmed for Curlews and, during recent years, also for Black-tailed Godwits.

There was no evidence for decreasing adult survival rates of meadow birds. The main causes for the population declines therefore must be related to reproduction, and they probably can be found on the breeding grounds and not on the migration routes or in the winter quarters. A possible exception is the Oystercatcher.

The small-growing species of plant communities of wet grasslands (Calthion, different subunits) and small sedge dominated fens and bogs (Scheuchceria-Caricetalia) are typical for the NW-German lowlands. The results of the data analysis (both of areas and permanent plots) confirm

the assumption that moderate land use is of major importance for the establishment and conservation of these target species and communities. Stopping additional fertilization of the areas and a reduction of nutrients in case of mowing lead to a shift of the nutrient status from strongly eutrophic agricultural grasslands to less eutrophic and mesotrophic fen grasslands.

Especially mowing once a year was successful for the conservation and restitution of species-rich fen grassland, while grazing had a comparatively low effect. Abandonment of the fen grassland sites was generally seen as negative, though it could lead to a temporal increase of species richness dependent on the starting situation.

It should be considered that processes like nutrient reduction of the area, immigration, establishment or extinction of species in the system take much more time than changes in the vegetation structure.

Significant positive effects of rewetting measures on the development of target communities could not be detected. On one hand the increase of groundwater table after drainage during times of intensive agricultural land use is an important precondition for the existence of wet grasslands. On the other hand the target species can suffer from extended inundation. Thus, it should be considered carefully whether and how active rewetting could be reached. Also effects of passive rewetting e.g. through the abandonment of ditches should be taken into account.

The results of the data analysis on the level of sites and on the level of permanent plots confirmed the hypothesis that low-intensive farming on grasslands is crucial for the establishment and the maintenance of the species and communities which are very valuable in view of botanical species protection. Refraining from fertilizing, mowing and the subsequent AUSHAGERUNG causes a shift in nutrient supply of the fields. They develop from an eutrophic FLUTRASEN or a WIRTSCHAFTSGRÜNLAND to less eutrophic or mesotrophic wet grasslands. Mowing once a year seems to be the best method for reestablishing and maintaining species rich wet grasslands. Grazing was less successful in that respect. Leaving wet grassland unused would most often not lead to more favourable situations. Depending on the start point intermediate communities may temporarily contain more species.

It should be beard in mind that AUSHAGERUNG, immigration and establishment of plant species, and loosing plant species takes much more time than changes in vegetation structure.

Positive effects of rewetting on the development of the target plant communities could not be proven unambiguously. On one hand increasing the groundwater table after a period of severe drainage and intense agricultural use is a prerequisite for the existence of wet grasslands. On the other hand long flooding threatens the key species and, therefore, the whole habitat. Water table alterations therefore should be managed with care.

In order to evaluate the effectiveness of protection measures and habitat management in wet grassland sites, 90 cases from different European countries were assembled. Protection approaches included agri-environment schemes, the purchase of land, measures on state-owned land and special brood protection schemes. Habitat management included several restrictions on farming activities and several alternations of the water regime.

We measured effectiveness by the population trends of meadow birds and (in some cases) by the trend in coverage of target plant communities. We found great differences in effectiveness between cases. In general, positive effects on meadow bird populations occurred mainly in the years immediately following the measures. Long-term effects were only visible in Curlew populations. In Curlews, but also in other species effects were stronger in small sites (populations). In Black-tailed Godwits we could investigate whether geographical isolation influenced the success of measures. There was no evidence for this.

Brood protection schemes and measures in state-owned sites (polders close to the Wadden Sea coast) proved to be effective. The success of land purchase on the one hand and agri-environmental schemes on the other hand differed according to species and soil type. As a broad tendency land purchase was more successful on mineral soils and agri-environmental schemes had advantages on organic soils.

The effectiveness of habitat management measures also differed between species and soil types. In coastal polders and in the other sites with mineral soils rewetting had positive effects on the populations. This, however, was rarely the case on organic soils. Plant communities and meadow birds did not differ more strongly in their responses to habitat management than did bird species between each other.

The control of predators of nests and broods of meadow birds proved to be successful in increasing the reproductive output of meadow birds in some cases. There is, however, not yet evidence for a sustainable stabilisation of meadow bird population due to predator control.

In 23 cases we could estimate the costs for the measures. They were transferred to annual

costs per ha. Projects that included purchase of land were considerably more expensive than agri-environmental schemes or brood protection schemes. Measures in state-owned coastal polders were least expensive.

In order to evaluate the cost effectiveness of measures we took bird densities and site-specific population developments into account and calculated the expenditures per territory and per newly established pair. For nearly all meadow bird species measures in state-owned coastal polders proved to be most cost efficient. Purchase of sites with mineral soils, partly in conjunction with agri-environment schemes, was also quite effective. The Curlew was an exception. Agri-environment schemes on organic soils were the most cost effective way to protect Curlews. Direct protection of broods also proved to be cost effective in those species we could investigate in this respect.

In case that maintaining wet grasslands is impossible we briefly investigated the nature conservation value of alternative site management options. We regarded only options without lowering the groundwater level. A decrease of water level would mean a quick re-mineralisation of peat and consequently a high output of CO₂. The options under consideration were zero-use and the farming of reed or trees. We concluded that at those sites where threatened meadow birds of threatened plant communities still occurred, natural values of sites could not be improved by alternative management options.

We also briefly investigated the question whether natural habitats like peat bogs and some coastal habitats could contribute more to meadow bird protection in Germany in future. Without specific site management it seems to be unlikely that meadow bird populations can increase their populations on natural habitats in Germany.

The results of the studies led to recommendations for the protection of wet grasslands that may be summarised as follows:

- The protection of wet grasslands deserves stronger commitment, in order to turn the negative population trends
- The management of sites has to be stronger adjusted to defined aims.
- The habitat management has to be site specific.
- The cooperation of farmers and site managers has to be strengthened.
- The monitoring has to become more intense for better controlling the efficiency of wet grassland protection.

1 Einleitung

Die heutigen Feuchtwiesen sind vom Menschen geschaffene und durch Beweidung oder Mahd genutzte Lebensräume. Sie entstanden dort, wo früher Moore, Flussauen, Bruchwälder, Röhrichte oder Salzwiesen die Landschaft prägten und hohe Wasserstände oft andere Nutzungen als eine extensive Grünlandwirtschaft verhinderten (Ellenberg, 1986; Rosenthal et al., 1998). Auf Feuchtwiesen entwickelten sich außerordentlich reichhaltige Lebensgemeinschaften mit vielen Arten bzw. Artengemeinschaften, die an anderer Stelle bereits ihre natürlichen Lebensräume verloren hatten. Feuchtwiesen sind also ein Rückzugsgebiet für viele Tier- und Pflanzenarten (Rosenthal et al., 1998).

Waren Feuchtwiesen früher weit verbreitet, ging ihre Ausdehnung in den letzten vier Jahrzehnten rasch zurück. Niederungen wurden großflächig entwässert und einer intensiven Grünlandnutzung zugeführt oder sogar zu Äckern umgewandelt (Nehls et al., 2001; Rosenthal et al., 1998). An einigen Stellen kam es zudem zur Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung und einer Verbrachung in der Folge. Mit den Feuchtwiesen verschwanden auch die für sie typischen Tiere und Pflanzen. Kaum ein zweiter Lebensraum weist so viele Arten der Roten Liste auf wie die Feuchtwiesen (Bauer et al., 2002).

Die mitteleuropäischen Länder, und insbesondere auch Deutschland, tragen eine besondere internationale Verantwortung für die auf Feuchtwiesen lebenden Vögel. So beherbergt Deutschland jeweils mehr als 5 % der europäischen Bestände der Arten Austernfischer, Kiebitz und Uferschnepfe (BirdLife International, 2004). Bei letzterer handelt es sich um eine weltweit bedrohte Vogelart, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa besitzt (Delany & Scott, 2006). Auch die in Deutschland brütenden Alpenstrandläufer bedürfen besonderer Aufmerksamkeit, da sie zu der nur noch etwa 1.250 Paare umfassenden, morphologisch unterscheidbaren, baltischen Population des Alpenstrandläufers gehören (Thorup, 2006). Der Schutz von Feuchtwiesen in Mitteleuropa ist also ein notwendiger Beitrag Deutschlands und anderer mitteleuropäischer Länder zum Erhalt der globalen Biodiversität.

Die agrarwirtschaftlichen Rahmenbedingungen – u. a. der in jüngster Zeit zunehmende Anbau von „Energiepflanzen“ – lassen vermuten, dass der Anteil von Grünland, und damit auch Feuchtgrünland, an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den nächsten Jahren deutlich zurückgehen wird. Weiterhin ist nicht absehbar, dass der öffentlichen Hand erheblich größere finanzielle Ressourcen als bisher zum Schutz von Feuchtgrünland zur Verfügung stehen werden.

Schließlich sind Agrarumweltprogramme, bisher wichtige Komponenten des Feuchtwiesenschutzes, wegen mangelnder Effizienz in die Kritik geraten (Kleijn et al., 2001; Verhulst et al., 2007).

Die schon jetzt sehr schwierige Situation der Wiesenvögel in Deutschland und Westeuropa und die eher düsteren Aussichten für den Erhalt von Feuchtgrünland unterstreichen die Notwendigkeit für einen sehr fokussierten Einsatz der Kräfte und der finanziellen Mittel. Mit dem Projekt „Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen“ sollen Hilfestellungen dafür entwickelt werden, wie und wo die vorhandenen Maßnahmen und Mittel zum Schutz dieses Lebensraumes und seiner Bewohner am effektivsten eingesetzt werden können. Dazu wird hier eine länderübergreifende Auswertung der bisher beim Schutz von Feuchtwiesen gewonnenen Erfahrungen vorgelegt. Sie basiert auf einer Zusammenfassung vieler, bisher weitgehend isoliert durchgeführter und häufig nicht publizierter Studien. Die Daten dazu wurden durch Recherchen und Befragungen ermittelt.

In diesem Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes (DBU FKZ 22718) soll zunächst die Situation der typischen auf Feuchtwiesen vorkommenden Watvögel in Deutschland analysiert werden. In einem nächsten Schritt wird dann untersucht, wie sich die Einrichtung von Schutzgebieten bisher auf die Bestandsentwicklungen ausgewirkt haben. Dabei wird auf Daten zurückgegriffen, die nicht nur in diesem Projekt gewonnen wurden, sondern auch im Rahmen von Monitoringstudien der Bundesländer Niedersachsen (Finanzierung durch die Staatliche Vogelschutzwarte im NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (ehemals NLÖ) (Melter et al., 2003)) und Schleswig-Holstein (Finanzierung durch das Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, (Hötker et al., 2004)) sowie vor allem des Bundesamtes für Naturschutz (F+E-Vorhabens „Monitoring von Vogelarten in Deutschland“)(siehe auch (Hötker et al., 2007)). Es schließt sich eine Studie der Faktoren Mortalität und Reproduktion an, die Gründe für die Bestandsentwicklungen mitteleuropäischer Watvogelpopulationen näher eingrenzt. In einem eigenständigen Kapitel wird danach die Situation und der Erfolg der bisherigen Schutzbemühungen für die wichtigsten Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften behandelt. Sowohl ornithologische als auch botanische Ergebnisse werden in den nächsten Kapiteln dazu verwendet, die Effizienz der bisherigen Schutzbemühungen an Beispielgebieten zu überprüfen. Dabei werden für einen Teil der Gebiete auch die Ausgaben ermittelt, die der Staat oder andere

Naturschutzträger im Rahmen verschiedener Schutzansätze leisten mussten. Dies dient dazu, auch wirtschaftliche Aspekte in die Analyse einzubeziehen. Schließlich werden kurz auch potentielle, alternativer Nutzungsmöglichkeiten für Grünland an Grenzertragsstandorten sowie die Möglichkeiten, Feuchtwiesenvögel an natürlichen Standorten zu erhalten, betrachtet. Aus den Erkenntnissen wird letztendlich ein Prioritätenplan für Schutzmaßnahmen entwickelt.

Der hier vorliegende Abschlussbericht ist das Hintergrundpapier für die Broschüre „Aktionsplan Feuchtwiese“ (NABU, 2007), einer kurzen Zusammenfassung der Projektergebnisse, die vor allem die Empfehlungen für den Feuchtwiesenschutz hervorhebt.

Der Begriff „Feuchtwiese“ wird in diesem Papier umfassender als in der vegetationskundlichen Literatur verwendet und steht ganz allgemein für Grünland mit relativ hohem Grundwasserstand.

2. Material und Methode

2.1 Bestandsentwicklungen von auf Feuchtwiesen brütenden Watvögeln in Deutschland

In Deutschland sind die Bestandsentwicklungen der typischen, auf Feuchtwiesen brütenden Vogelarten (Austernfischer *Haematopus ostralegus*, Kiebitz *Vanellus vanellus*, Alpenstrandläufer *Calidris alpina*, Kampfläufer *Philomachus pugnax*, Bekassine *Gallinago gallinago*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Großer Brachvogel *Numenius arquata*, Rotschenkel *Tringa totanus*) in einigen Gebieten und Regionen zwar zum Teil sehr genau dokumentiert worden (Melter & Welz, 2003; Ranftl, 2002), es fehlen jedoch Berechnungen der bundesdeutschen Gesamtbestände und deren Trends, die nicht im wesentlichen nur auf groben Schätzungen beruhen. Die Wiesenvögel (außer dem noch häufigen Kiebitz) teilen ihr Schicksal mit einer Gruppe von schätzungsweise 90 – 120 Brutvogelarten in Deutschland, die einerseits zu selten sind, als dass sie durch die DDA-Monitoringprogramme für die häufigen Brutvögel erfasst werden (Flade & Schwarz, 2003; Mitschke et al., 2005), andererseits aber noch zu häufig sind, als dass ihre Brutplätze alle bekannt und jährlich zu kontrollieren wären, etwa durch das Monitoring seltener Brutvogelarten (Boschert, 2005). Es mussten also neue Methoden entwickelt werden, um zeitnah Aussagen über Bestandsentwicklungen dieser Arten treffen zu können.

Im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz in Auftrag gegebenen F+E-Vorhabens „Monitoring von Vogelarten in Deutschland“ wurde eine Methode entwickelt, die es ermöglicht, mit vergleichsweise geringem Aufwand verlässliche Angaben über Bestandsentwicklungen mittelhäufiger Vogelarten zu ermitteln. Im Prinzip basiert das sogenannte Zählgebietsmonitoring darauf, dass Informationen aus regelmäßig und unregelmäßig kontrollierten, klar abgegrenzten Zählgebieten kombiniert werden, um mit statistischen Methoden Trends zu berechnen. Einzelheiten dieser Methode werden im Folgenden dargestellt.

Vorgehensweise

Für das Monitoring der mittelhäufigen Brutvogelarten in Deutschland scheidet ein Monitoring-Ansatz, der die Gesamterfassung der bundesdeutschen Brutbestände vorsieht, wegen des enormen Erfassungsaufwandes aus. Wegen der geringen Siedlungsdichte oder der oftmals geklumpten Brutvorkommen führt auch ein auf Stichprobenflächen beruhender Ansatz, wie im Monitoring häufiger Brutvögel, nicht zum Ziel. Als Lösung bietet sich das sogenannte „Zählgebietsmonitoring“ an. Dazu wird eine – auch für statistische Berechnungen – ausreichende Anzahl an

Zählgebieten mit Brutvorkommen der betroffenen Arten inner- und außerhalb von Schutzgebieten ausgewählt.

Ein Zählgebietsmonitoring lässt sich besonders dann sinnvoll etablieren, wenn die betrachteten Arten in gut abgrenzbaren Gebieten vorkommen und in einigen dieser Gebiete bereits jährliche Zählungen stattfinden (z. B. in betreuten Schutzgebieten, aber auch in Gebieten außerhalb der Schutzgebiete). Zur Abschätzung der Repräsentativität der Stichproben sollte die Brutverbreitung der Art bekannt sein. Dies ist für alle Brutvogelarten in Deutschland weitgehend erfüllt bzw. wird nach Abschluss des ADEBAR-Atlas-Projektes (Gedeon et al., 2004, 2006) erfüllt sein.

Zunächst müssen die Zählgebiete klar definiert werden, so dass der räumliche Bezug der Daten auch über viele Jahre hinweg eindeutig gegeben ist. Wenn dies gesichert ist, lassen sich sowohl die Daten aus regelmäßig erfassten Gebieten nutzen als auch Erhebungen, die in weiteren Vorkommensgebieten in größeren Abständen durchgeführt werden. Alle Daten können dann mit geeigneten statistischen Programmen, z.B. TRIM (Pannekoek & van Strien, 1996; Strien et al., 2004), ausgewertet werden, um Bestandsindices oder Bestandstrends zu berechnen. Unter bestimmten Bedingungen lassen sich auch bundes- oder landesweite Gesamtbestände abschätzen. Eine unabdingbare Voraussetzung dafür ist allerdings, dass aus jedem Vorkommensgebiet der betroffenen Art Zählungen aus dem Betrachtungszeitraum vorliegen.

Der wesentliche Nachteil des Zählgebietsmonitorings gegenüber einem Zufallsstichprobenverfahren besteht darin, dass Unabhängigkeit und Repräsentativität der Zählgebietsauswahl *à priori* nicht gesichert sind. Die Monitoringgebiete wurden nach unterschiedlichen Kriterien ausgewählt. Es ist somit unter anderem nicht auszuschließen, dass die für Watvögel eher günstigen Gebiete bevorzugt wurden und somit Bestandsabnahmen unterschätzt werden. Es besteht allerdings die Möglichkeit, erkannte Ungleichgewichte der Verteilung der Zählgebiete durch entsprechende Gewichtungen bei der Auswertung auszugleichen. Dieses Verfahren wird zum Beispiel im Wiesenvogelmonitoring der Niederlande erfolgreich angewendet (Teunissen & Soldaat, 2005). Bei einer hohen Abdeckung der relevanten Gebiete, wie sie in einigen Bundesländern erreicht werden kann, dürfte die Repräsentativität auf jeden Fall gegeben sein.

Auswahl und Abgrenzung der Zählgebiete für Wiesenvögel

Eine wichtige Voraussetzung für den Erfolg des Monitorings ist eine sorgfältige Abgrenzung der Zählgebiete, die eine allgemeine Anerkennung erlangen und dauerhaft Bestand haben muss. Für das Wiesenvogelmonitoring wurde dafür folgender, hierarchische Kriterienkatalog erarbeitet:

Kriterien zur Gebietsabgrenzung

1. Vorkommen von Wiesenvögeln. Als Suchgebiet für die Zählgebiete wurde das Verbreitungsgebiet der Uferschnepfe (siehe unter anderem (Berndt et al., 2003; Gerdes, 1995)) gewählt, die – auch wegen ihrer Bedrohung – eine Flaggschiffart des Wiesenvogelschutzes ist.
2. Bereits bestehende Zählgebietsabgrenzungen, insbesondere des bereits seit 1988 bestehenden Küstenvogelmonitorings (Hälterlein et al., 1991) und des Niedersächsischen Tierartenerfassungsprogramms (Behm-Berkelmann et al., 2001) wurden übernommen.
3. Bestehende Schutzgebietsgrenzen (Nationalpark, NSG, EU-Vogelschutzgebiet) wurden übernommen.
4. Ein weiteres wichtiges Kriterium war die Größe der Gebiete. Sie wurde so gewählt, dass einerseits zusammenhängende Gebiete nicht unnötig zerschnitten wurden, andererseits aber keine zu großen Einheiten entstanden. Einzelne Zählgebiete sollten noch von Amateur-Ornithologen während ihrer Freizeit bearbeitet werden können. Im Fall der Wiesenvögel bedeutet dies eine optimale Flächengröße von etwa 300 ha bis 500 ha.
5. In einigen Fällen, wenn Schutzgebietsgrenzen nicht mit den Grenzen zuvor verwendeter Zählgebiete übereinstimmten, mussten pragmatische Lösungen gefunden werden. Dabei spielte die Nutzbarkeit bereits vorhandener Daten eine große Rolle.

Die Vorgehensweise sowohl bei der Einteilung der Zählgebiete als auch bei der Beschaffung der Daten differierte zwischen den einzelnen Bundesländern wegen der unterschiedlichen Voraussetzungen. Grundsätzlich wurden möglichst viele verfügbare Literaturdaten ausgewertet, wobei jeweils überprüft wurde, ob die Daten mit dem zuvor festgelegten Zählgebietssystem kompatibel waren. Die Herkunft der einzelnen Daten kann wegen ihrer Menge hier nicht im Einzelnen genannt werden. In der folgenden Übersicht wird lediglich auf die größeren Quellen verwiesen.

Von den 309 in **Schleswig-Holstein** ausgewählten Gebiete waren 68 (22%) zugleich Zählgebiete der Küstenvogelzählungen im Rahmen des Trilateralen Wattenmeermonitoringprogramms. In diesen Gebieten werden – überwiegend durch die betreuenden Naturschutzverbände – regelmäßig Erfassungen unter der Koordination des Nationalparkamtes vorgenommen. Bei 28 (9%) weiteren Gebieten handelte es sich um Naturschutzgebiete, in denen ebenfalls regelmäßige Zählungen stattgefunden haben oder vorgesehen sind. In den verbliebenen 203 (69%) Gebieten war entweder die Situation wegen noch ausstehender Ausweisungen als EU-Vogelschutzgebiet unklar oder es handelte sich um Zählgebiete ohne Schutzstatus, für die Erfassungen in den nächsten Jahren noch organisiert werden müssen. Die verwendeten Daten sind überwiegend Daten der Erfassungsprogramme an Nord- und Ostseeküste, Daten aus Wiesenvogel-Erfassungen der Landesregierung, Daten der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg und eigene Daten.

In **Hamburg** wurden die z.T. seit langer Zeit dokumentierten Daten aus drei Gebieten des dortigen Wattenmeernationalparks ausgewertet.

In Niedersachsen orientierte sich die Abgrenzung der Flächen nach den Vorgaben des Niedersächsischen Tierartenerfassungsprogramms. Dadurch kamen in weiten Bereichen des Landes vergleichsweise kleine Zählgebiete zustande. Damit ältere Daten, die nicht nach den Vorgaben des Tierartenerfassungsprogramms erhoben worden waren, bei der Auswertung berücksichtigt werden konnten, wurden zahlreiche kleinere Zählgebiete zu größeren Einheiten zusammengefasst. Diese zusammengefassten Gebiete entsprachen den Gebietsabgrenzungen des Arbeitskreises Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen (Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen e.V., 1998) beziehungsweise des trilateralen Küstenvogelmonitorings. Insgesamt handelte es sich um 1370 Gebiete. Die Daten stammen vor allem vom Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen, aus den Datenbeständen des NLWKN (ehemaliges Niedersächsisches Landesamt für Ökologie), aus den Unteren Naturschutzbehörden sowie aus den einschlägigen Publikationen über die Brutbestände des Wattenmeeres (Behm-Berkelmann & Heckenroth, 1991).

In **Mecklenburg-Vorpommern** wurde die Gebietseinteilung des Küstenvogelmonitorings übernommen (Köppen, 2001). Auch der überwiegende Teil der Daten wurde im Rahmen dieses Programms zusammengestellt (I. Stodian pers. Mitt.). Daten für weitere der 55 Gebiete wurden der Literatur entnommen.

In **Bremen** erfolgte die Abgrenzung der 14 Gebiete nach der traditionellen Einteilung der

Schutzgebiete. Die Daten entstammen den zum Teil langjährigen Erfassungsprogrammen in diesem Bundesland (W. Eickhorst pers. Mitt.).

Für **Nordrhein-Westfalen** wurde weitgehend auf die Gebietseinteilung der AG Wiesenvogel-schutz der Biologischen Stationen NRW zurückgegriffen (Püchel-Wieling et al., 2005). Damit eine Vergleichbarkeit mit älteren Daten gegeben war, wurden jedoch in 30 Fällen je zwei oder drei benachbarte Gebiete zusammengefasst. Somit standen aus 258 Gebieten Daten zur Verfügung.

In **Thüringen** erfolgt die Einteilung der 128 Gebiete und die Datenzusammenstellung nach (Bokämper et al., 2004).

In **Baden-Württemberg** wurde die etablierte Einteilung der Feuchtwiesengebiete übernommen. Die Zusammenstellung der Daten aus 27 Zählgebieten erfolgte durch M. Boschert (siehe auch Hölzinger & Boschert, 2001).

In **Brandenburg** und **Berlin** standen detailierte Daten aus fünf wichtigen Gebieten zur Verfügung (J. Bellebaum pers. Mitt.). Für den Rest des Bundeslandes lagen zusammengefasste Daten vor (T. Ryslavy pers. Mitt.).

Aus den übrigen (bis auf Bayern eher „Wiesenvogel-armen“) Bundesländern (**Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt**) standen jeweils nur landesweit zusammengefasste Daten zur Verfügung (M. Korn pers. Mitt.; Boschert, 2005; Mädlow & Model, 2000; Ranftl, 2002). Bei der Auswertung wurden diese Bundesländer wie einzelne Zählgebiete behandelt. In Bayern wurden für vier einzelne Gebiete publizierte Datenreihen über Kiebitze verwendet.

In Deutschland lagen damit Daten aus 2177 Zählgebieten sowie zusammengefasste Daten für sieben Bundesländer vor. Die Zählgebiete hatten Größen zwischen 3 ha und 54.000 ha (Mittelwert 423 ha; SD 1482 ha; Median 199 ha; für 1797 Gebiete Größenangaben verfügbar), wobei nur zwei Gebiete über 10.000 ha und 93 % der Gebiete unter 1.000 ha groß waren. Die zum Teil erheblichen Abweichungen von der oben erwähnten Optimalgröße der Zählgebiete von 300 ha – 500 ha ist dadurch begründet, dass möglichst viele der bestehenden Zählgebietseinteilungen übernommen wurden. Viele der besonders großen Gebiete wurden von hauptamtlichen Zählerteams betreut.

Datenmaterial

Nicht aus allen Gebieten liegen Daten für alle Arten vor. Oft kamen in einzelnen Gebieten nur bestimmte Wiesenvogelarten vor; häufig wurden auch nur bestimmte Arten erfasst. Insbesondere Kiebitze und Bekassinen wurden in vielen Fällen nicht berücksichtigt. Für die Arten ergeben sich deshalb unterschiedliche Mengen von Zählgebieten (Tab. 2.1). Der Anteil der pro Jahr kontrollierten Gebiete schwankte sowohl zwischen den

Arten (seltener Arten wurden insgesamt vollständiger kontrolliert als häufigere Arten) als auch zwischen den Jahren. Insgesamt nahm die Zahl der Gebietskontrollen bis zu den 1990er Jahren zu, blieb stabil und sank dann ab dem Jahre 2000. Letzteres hat vor allem damit zu tun, dass bis zur Fertigstellung des Manuskriptes noch nicht alle Ergebnisse der Erhebungen ausgewertet und weitergeleitet worden waren. Die Länge und Vollständigkeit der Datenserien variierte ebenfalls. Neben nahezu vollständigen Erfassungen gab es auch Einzeldaten. Insgesamt standen 26.258 Datensätze zur Verfügung.

Bestandsindices oder Bestände wurden nur dann modelliert, wenn aus dem entsprechenden Jahr für die betrachtete Art aus einer Mindestzahl von Gebieten Daten zur Verfügung standen. Als Anhaltspunkt für diese Mindestzahl diente der Stichprobenumfang, der notwendig wäre, um einen Mittelwert mit einer bestimmten statistischen Sicherheit auf 10% genau zu berechnen - vorausgesetzt, die Daten sind normalverteilt. Als Grenzen für die statistische Sicherheit wurden 75% und 95% gewählt. Es ergaben sich folgende Formeln (Sachs, 1978):

$$n_{75} = (1,15 / 0,1)^2 * CV^2$$

und

$$n_{95} = (1,96 / 0,1)^2 * CV^2$$

CV ist der Variationskoeffizient, der für alle Arten aus dem gesamten Datenmaterial berechnet wurde (Tab. 2.1.). Da es sich bei den Indices um weitgehend normierte Daten handelt, konnte der CV anstelle der Standardabweichung verwendet werden. Die Zähldaten waren häufig nicht normalverteilt, und eine Indexschätzung ist etwas anderes als eine Mittelwertsberechnung. Deshalb sind diese Berechnungen nur als sehr grobe Anhaltspunkte zu sehen.

Wenn die Zahl der potentiellen Brutgebiete bekannt war (gilt für Alpenstrandläufer, Kampfläufer, Uferschnepfe und zum Teil für Austernfischer und Rotschenkel), konnte die Mindestzahl der Gebiete nach folgender Formel reduziert werden (Sachs, 1978):

$$n' = n / (1 + n/N)$$

N = Zahl aller Brutgebiete der Art.

Die lediglich dem schwächeren 75 %-Kriterium genügenden Werte werden in den Abbildungen mit offenen Symbolen dargestellt. Die kritischen Werte n_{75} und n_{95} (Tab. 2.1) bieten lediglich einen groben Anhaltspunkt für die Datenmenge, die mindestens erforderlich ist, um eine verlässliche Indexschätzung vorzunehmen. Sie bedeuten nicht, dass alle Resultate höchstens mit einer Wahrscheinlichkeit von 25 % bzw. 5 % vom Mittelwert abweichen. Berechnungen anhand ei-

nes simulierten Datensatzes konnten die kritischen Werte allerdings im wesentlichen als belastbar bestätigen.

Die Simulationsrechnungen zeigten weiterhin, dass für die Genauigkeit der Schätzungen neben der absoluten Menge der pro Jahr zur Verfügung stehenden Daten auch der Anteil der aus regelmäßig jährlich kontrollierten Gebieten stammenden Daten verantwortlich war. Wenn weniger als 20 % der Daten aus regelmäßig (mind.

10 Jahre in Folge) kontrollierten Gebieten stammten, wurden keine Indices berechnet. Wenige Ausnahmen wurden dann zugelassen, wenn einzelne Jahre innerhalb längerer Serien diese Kriterien nur knapp verfehlten.

Über die Ergebnisse der Simulationsrechnungen zur Überprüfung der Repräsentativität und Genauigkeit der Methode soll an anderer Stelle berichtet werden (Hötter, 2007).

Tabelle 2.1. Variationskoeffizienten (CV) der Bestände der Wiesenvogelarten in Deutschland, Anzahl der Zählgebiete sowie die Mindestanzahlen kontrollierter Zählgebiete für eine Index-Modellierung (n_{75} und n_{95} , Details siehe Text). Grau unterlegte Felder: Anteile der kontrollierten Gebiete (in %).

Table 2.1. Coefficients of variation (CV) of meadow wader populations in Germany, numbers of counting sites and estimated minimal numbers of controlled counting sites for index calculations (n_{75} and n_{95} , details see text). Grey fields: percentages of controlled sites.

	Haematopus ostralegus	Vanelus vanellus	Calidris alpina	Phalaropus pugnax	Gallinago gallinago	Limosa limosa	Numenius arquata	Tringa totanus
CV	0,32	0,36	0,39	0,65	0,42	0,39	0,28	0,37
Gebiete insgesamt	352	530	34	81	321	879	1268	793
n_{75}	11	17	13	34	24	21	11	18
n_{95}	29	49	22	55	69	56	31	49
1960	6							2
1961	7							2
1962	6							2
1963	6							2
1964	7							3
1965	7							3
1966	6					1		3
1967	7					2		4
1968	7					2	4	3
1969	7		32			2	1	4
1970	7		26			2	1	4
1971	8		32	19		2	1	4
1972	9		29	15		2	1	4
1973	10		38	16		2	2	5
1974	9	4	35	17	4	2	1	5
1975	10	5	41	16	4	4	5	4
1976	9	7	35	19	4	2	1	5
1977	9	6	44	26	4	3	2	5
1978	10	5	41	22	4	3	2	6
1979	11	6	53	27	6	3	2	6
1980	10	6	50	23	7	3	2	6
1981	12	9	41	27	7	4	3	7
1982	21	12	47	37	17	14	2	10
1983	12	8	44	25	6	4	5	6
1984	20	15	50	46	15	8	3	10
1985	16	8	47	35	9	10	2	13
1986	16	10	38	37	10	12	4	14
1987	32	26	53	36	27	20	11	14
1988	40	29	53	70	29	23	5	32
1989	31	21	47	41	23	23	22	16
1990	53	37	47	65	31	26	11	24
1991	56	41	38	78	42	28	14	27
1992	48	35	44	69	37	24	13	21
1993	53	44	50	85	50	29	17	26
1994	47	48	50	83	56	34	25	32
1995	52	45	68	85	44	34	23	30
1996	53	45	68	77	40	25	18	27
1997	61	51	76	86	49	29	17	32
1998	37	34	74	67	33	22	17	24
1999	38	33	76	69	43	25	23	28
2000	43	42	65	79	56	24	23	25
2001	63	49	59	80	50	34	24	34
2002	34	33	47	54	37	23	24	22
2003	26	27	41	52	28	19	22	18
2004	18	23	41	31	17	11	9	10

Statistische Auswertung

Die Auswertung der Daten wurde mit Hilfe des Programms TRIM Version 3.52 durchgeführt (Pannekoek & van Strien, 1996; Strien et al., 2004).

Die Zählgebiete waren weder nach einem Zufallsverfahren noch nach einem gleichmäßigen Raster ausgewählt worden. Es musste deshalb überprüft werden, ob ihre räumliche Verteilung in Deutschland repräsentativ für das Vorkommen der Arten war. Dies war für Austernfischer und Kiebitze nicht der Fall. Beide Arten brüteten auf den Inseln und an den Küsten nahezu vollständig in Zählgebieten, nicht jedoch im Binnenland. Durch Literaturangaben (Berndt et al., 2003; Zang et al., 1995) und eigene Daten wurde geschätzt, dass 1,8-mal mehr Austernfischer und 4,7-mal mehr Kiebitze im gesamten Binnenland brüteten als in den Zählgebieten. Diese Zahlen wurden bei der deutschlandweiten Trendanalyse durch TRIM als Gewichtungsfaktoren verwendet, um das Ungleichgewicht in der Repräsentanz zwischen Küsten- und Binnenlandsgebieten auszugleichen.

Die Brutvorkommen von Alpenstrandläufern, Kampfläufern, Uferschnepfen und vermutlich auch Brachvögeln und Rotschenkeln (siehe Diskussion) dürften annähernd vollständig durch das Zählgebietsnetz abgedeckt worden sein, so dass keine Gewichtungen notwendig waren. Für Bekassinen lagen nicht genügend aktuelle Daten vor, um die Repräsentativität abzuschätzen. Auf eine Gewichtung wurde deshalb verzichtet.

Bezüglich der Wiesenvögel liegen Hinweise vor, dass sich die Trends im Küstenraum von denen der anderen Regionen unterscheiden (Hötter et al., 2005; Zang et al., 1995). Um dies zu überprüfen, wurden – soweit es das Material zuließ – Trends für folgende Lebensräume getrennt berechnet: „Nordseeinseln“, „Vorländer bzw. Salzwiesen der Nordseeküste“, „Nordseemarschen“, „Ostseeküste“ und „restliches Binnenland“. Die Kategorie „Nordseeinseln“ wurde gewählt, da sich diese hinsichtlich ihrer Lebensraumausstattung und vor allem der geringeren Zahl von Bodenprädatoren von allen anderen Kategorien unterscheidet. Die mit dem Festland verbundenen Inseln Sylt und Nordstrand wurden den „Nordseemarschen“ zugeordnet, wie auch die tidenbeeinflussten Vorländer der Ästuar von Ems, Weser, Elbe und Eider sowie die jüngeren, z.T. als Naturschutzgebiete ausgewiesenen Eindeichungen Leybucht (Niedersachsen), Dithmarscher Speicherköge, Beltringharder, Ockholmer, Fahretotter und Rickelsbüller Koog (jeweils Schleswig-Holstein). Zu „Nordseemarschen“ zählen ansonsten die aus Nordseesedimenten gebildeten binnendeichs gelegenen Kleiböden an der Küste. Bei „Vorländer bzw. Salzwiesen der Nordseeküste“ handelt es sich um die außendeichs gelegenen tide- und salzwasserbeeinflussten Be-

reiche der Nordseeküste. Die Abgrenzung des Lebensraumes Nordseeküstenmarsch gegenüber dem Binnenland wurde nach (Schröder et al., 2001) vorgenommen. „Ostseeküste“ bezieht sich ausschließlich auf küstennahe (Entfernung weniger als 5 km) Wiesen, häufig innerhalb von Schutzgebieten. Innerhalb der Lebensräume wurden keine Gewichtungen vorgenommen.

Als Bezugsjahr für die Trendberechnungen (Indexwert 1) wurde jeweils das Jahr 1990 gewählt, da ab diesem Jahr ein für alle Arten und Lebensräume ausreichendes Datenmaterial vorlag. Für die Berechnung der deutschlandweiten Trends durch das Programm TRIM 3.52 wurde jeweils der Faktor „Lebensraum“ als Kovariable aufgenommen. Unterschiede zwischen den Trends in einzelnen Lebensräumen wurden mit Hilfe von TRIM durch Wald-Tests überprüft. Die Überprüfung der Frage, ob sich längerfristige Trends (Zeiträume gewöhnlich 1990-2004) signifikant von Null unterscheiden, wurde ebenfalls mit Hilfe von TRIM vorgenommen.

2.2 Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten

Die aus ganz Deutschland zusammengetragenen gebietsbezogenen Bestandsdaten von Wiesenvögeln eröffneten die Möglichkeit, eine deutschlandweite Analyse der Effizienz von Schutzgebieten durchzuführen. Als wesentlicher Teil der Analyse wurden Trendberechnungen der Wiesenlimikolen-Bestände innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten vorgenommen. Als „Schutzgebiete“ wurden bezeichnet: Nationalparks, Naturschutzgebiete und EU-Vogelschutzgebiete. Nicht aufgenommen wurden Landschaftsschutzgebiete und nicht durch weitergehende Verordnungen geschützte Teile von Biosphärenreservaten, da in diesen Schutzkategorien die Auflagen im Allgemeinen so wenig zielgerichtet waren, dass kaum Auswirkungen auf Wiesenvogelbestände zu erwarten gewesen wären. Zwischen den EU-Vogelschutzgebieten und den anderen Schutztypen gab es größere Überschneidungen. Ein Zählgebiet wurde der Kategorie „Schutzgebiet“ zugeordnet, sobald ein Flächenanteil von mindestens 25 % einem Schutzgebiet angehörte. Diese Einteilung hatte folgende Gründe: Einerseits waren in vielen Fällen nur Teile eines Vorkommensgebietes von Wiesenvögeln unter Schutz gestellt worden. Die Unterschutzstellung war zudem oft nicht gleichzeitig erfolgt, sondern hatte sich über mehrere Jahre hingezogen, so dass es nicht möglich und sinnvoll gewesen wäre, die Bestände in „innerhalb“ und „außerhalb“ aufzuteilen. Ältere Datenreihen hätten

in vielen Fällen nicht genutzt werden können. Andererseits war davon auszugehen, dass auch geringere Anteile von Schutzgebietsflächen eine Wirkung auf die Brutbestandsentwicklung haben können, etwa dadurch, dass dort geeignete Lebensräume für die Küken der auf umliegenden Ackerflächen brütenden Paare geschaffen wurden. Zusätzlich dürften in vielen Fällen die besonders dicht besiedelten Teilflächen, also die Kerngebiete, unter Schutz gestellt worden sein. Die Grenze „25 %“ beruht auf einer Schätzung des Flächenanteils, ab dem eine Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen flächenübergreifend zu erwarten ist. Er müsste durch weitergehende Untersuchungen präzisiert werden und wurde hier aus rein pragmatischen Gründen verwendet.

Der Anteil von Schutzgebietsflächen in den Zählgebieten wurde in den meisten Fällen durch eine GIS-Analyse (ArcGis 9.0) ermittelt, bei der die Shape-Files der Zählgebiete mit denen der relevanten Schutzgebietskategorien verschnitten wurde. Weitere Angaben stammen von den Gebietsbetreuern.

Für die Auswertung wurden aus zwei Gründen lediglich die Monitoring-Daten von 1990 bis 2004 benutzt. Erstens waren die Daten ab 1990 für alle Arten wesentlich vollständiger als vorher. Im genannten Zeitraum wurden 18.661 Datensätze erhoben, das entspricht 29 % aller möglichen Zählungen. Zweitens waren ab 1990 der größte Teil der Gebiete, die hier unter die Kategorie „Schutzgebiet“ geführt wurden, tatsächlich bereits als Schutzgebiet eingerichtet worden. Somit war damit zu rechnen, dass sich eventuelle Wirkungen des Schutzstatus auf die Bestände auch bereits manifestieren konnten.

Da sich die Bestandsentwicklungen der Wiesenvögel in bestimmten Bereichen sehr unterschieden, wurden die Gebiete in fünf Lebensraumtypen eingeteilt. „Nordseeinseln“, „Vorländer bzw. Salzwiesen der Nordseeküste“, „Nordseemarschen“, „Ostseeküste“ und „restliches Binnenland“ (siehe oben).

Die Trendberechnung und der statistische Vergleich der Trends erfolgte mit dem Programm TRIM 3.52 (siehe oben).

Die Analysen der Siedlungsdichten erfolgten dadurch, dass zunächst die Dichten anhand der vorliegenden Bestandsdaten und der für 82% der Gebiete vorhandenen Angaben über die Gebietsgrößen berechnet wurden. Es konnte dabei nicht in jedem Einzelfall überprüft werden, ob tatsächlich alle Flächen innerhalb der Zählgebietsgrenzen für die Ansiedlung der entsprechenden Art überhaupt geeignet waren. Stichproben ergaben, dass dies ganz überwiegend der Fall war – bei kleineren Gebieten eher als bei größeren. Als Basis der Überprüfung, ob sich die Siedlungsdichten innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten unterschieden, wurden die mittleren Dich-

ten aus den Jahren 1990 bis 1994 gewählt, also zu Beginn des betrachteten Zeitraums. Da sowohl die Dichten als auch die Gebietsgrößen extrem linkssteile Verteilungen aufwiesen, wurden beide Größen logarithmiert. So konnte die Anwendbarkeit parametrischer statistischer Verfahren gewährleistet werden. Siedlungsdichtangaben von Vögeln hängen generell sehr stark von der Größe der Probeflächen ab (Flade, 1994). Der Faktor „Zählgebietsgröße“ wurde deshalb beim Vergleich der Siedlungsdichten als Kovariable berücksichtigt.

2.3 Reproduktionraten von Wiesenvögeln

Zur Klärung der Frage, ob die Reproduktionsraten von Wiesenvögeln Hinweise auf die Rückgangursachen bieten können, wurden entsprechende Daten aus der Literatur, unveröffentlichten Berichten und eigenen Untersuchungen zusammengestellt. Die Quellen sind aus Anhang 6 zu entnehmen.

Folgende Parameter fanden Berücksichtigung:

- Schlupferfolg,
- Anteile der durch landwirtschaftliche Aktivitäten (einschließlich Weidevieh), Prädation oder sonstige Faktoren verlorenen Gelege,
- Überlebensrate der Küken
- Bruterfolg (Anzahl der flügge gewordenen Küken pro Revierpaar und Jahr).

Der Schlupferfolg wurde in den meisten Studien entweder nach der herkömmlichen Methode berechnet (Schlupferfolg = Anzahl erfolgreicher Nester / Anzahl gefundener Nester) oder aber mit der von (Mayfield, 1961, 1975) vorgeschlagenen Methode abgeschätzt. Die Mayfield-Methode gilt als präziser und führt bei gleichem Datenmaterial zu meist deutlich niedrigeren Schätzungen der Erfolgsraten. Da die mit unterschiedlichen Methoden behandelten Datensätze somit nicht vergleichbar sind, wurde ein Umrechnungsmodus entwickelt, der es erlaubt, die Ergebnisse der herkömmlichen Methode in Mayfield-Ergebnisse umzurechnen (siehe Anhang 1). Mittlerweile existieren Verfahren, die eine noch bessere Abschätzung der Schlupfraten erlauben als die Mayfield-Methode (Dinsmore et al., 2002). Da diese Verfahren für Wiesenvögel bisher kaum Anwendung fanden, werden sie hier nicht weiter berücksichtigt. Alle Schlupfraten in diesem Bericht wurden nach (Mayfield, 1975) berechnet oder entsprechend umgerechnet.

Die Anteile der durch verschiedene Ursachen verlorenen Gelege wurden, falls sie nicht direkt

von den Autoren angegeben waren, wie folgt berechnet. Der Schlupferfolg wurde zunächst, falls nötig, auf die Mayfield-Werte umgerechnet. Danach wurde der Anteil erfolgloser Nester berechnet. Dieser wurden dann proportional gemäß der in der Studie aufgeführten Daten auf die Verlustursachen verteilt. Zu Verlusten durch landwirtschaftliche Aktivitäten gehören die unmittelbare Zerstörung der Nester durch die Bodenbearbeitung oder das Überfahren und die Verluste durch das Weidevieh. Zu den Verlusten durch Prädation wurden auch die Nester hinzugezählt, aus denen Eier ohne näher erkennbaren Grund verschwunden waren.

Die Daten zum Bruterfolg (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar und Jahr) wurden so übernommen, wie sie in den Publikationen aufgeführt bzw. von den Untersuchern berichtet wurden. Die Daten basieren in den meisten Fällen auf direkten Beobachtungen und Zählungen der Küken. In Ausnahmefällen konnten die Beobachtungen an markierten Vögeln oder sogar an mit Sendern ausgestatteten Küken durchgeführt werden. Verwendet wurden auch Daten, die auf der Zählung erfolgreicher Revierpaare beruhten, die mit einem zuvor ermittelten mittleren Größe ausfliegender Bruten multipliziert wurden (Eickhorst in litt.). Ein Teil der Variabilität der Daten lässt sich demnach auf unterschiedliche Methoden zurückführen. Besonders der auf Beobachtungen beruhende (größere) Teil der Untersuchungen dürfte die Bruterfolgswerte wegen der versteckten Lebensweise der Jungvögel eher unterschätzt als überschätzt haben. In einigen ausgewählten Feuchtwiesengebieten Schleswig-Holsteins wurden ergänzende Untersuchungen zum Bruterfolg im Rahmen des hier beschriebenen Projekts durchgeführt. Die Daten finden sich im Anhang 2.

Als ein Datensatz wurde eine Schlupf- bzw. Bruterfolgswerte einer Art für ein Jahr gewertet. Schlupferfolgswerte und Bruterfolgswerte wurden nur dann berücksichtigt, wenn ihrer Berechnung mindestens fünf Nester bzw. Revierpaare zugrunde lagen. Da vielfach aus einigen Gebieten längere oder kürzere Datenserien vorlagen, konnte nicht von vornherein davon ausgegangen werden, dass die einzelnen Datensätze als statistisch unabhängig voneinander angesehen werden konnten. Anhand der Datenserien von mind. fünf Jahren Länge wurde deshalb vor weiteren Analysen mit Hilfe von ANCOVAs geprüft, ob Gebiet und Untersuchungsjahr einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse ausübten. Für die weiteren Auswertungsschritte wurden dann neben den zusammengefassten Daten auch noch die Datenserien einzelner Gebiete betrachtet. Vor den statistischen Berechnungen wurden die als Prozentwerte vorliegenden Daten zu Schlupfrate, Kükenüberlebensrate, Prädationsrate und Verluste durch Landwirtschaft einer Arcus-Sinus-

Transformation (Sachs, 1978) unterzogen um sie einer Normalverteilung anzunähern.

Viele der brutbiologischen Untersuchungen fanden im Rahmen von Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen statt. Untersuchungen innerhalb von Schutzgebieten oder Gebieten mit Naturschutzmaßnahmen liegen deshalb viel häufiger vor als aus anderen Gebieten. Nicht in allen Gebieten, allen Jahren und für alle Arten wurden die gleichen Parameter aufgenommen. Die Stichprobenumfänge unterscheiden sich deshalb von Fall zu Fall.

2.4 Effizienzkontrolle

Die Analyse des Erfolgs von Schutzmaßnahmen erfolgte anhand von 90 Schutzvorhaben in 78 Gebieten (58 in Deutschland, 15 in England, 3 in Dänemark und 2 in den Niederlanden). Als Schutzvorhaben galt ein Maßnahmenbündel zum Schutz von Feuchtwiesen, das in einem bestimmten, eng abgegrenzten Gebiet durchgeführt wurde. Es wurden also keine sich über einen größeren Raum erstreckende Agrar-Umwelt-Maßnahmen betrachtet. In einigen Gebieten wurden jeweils zwei Schutzmaßnahmen in die Auswertung integriert, weil sie deutlich unterschiedliche Maßnahmen beinhalteten und/oder weil sie im Abstand von mindestens 10 Jahren durchgeführt worden waren. Die Umsetzung vieler Maßnahmen dauerte mehr als ein Jahr. Als Jahr der Maßnahme wurde das Jahr mit der stärksten Umsetzungsaktivität gewählt. Lies sich dies nicht ermitteln, wurde das mittlere Jahr der Umsetzung gewählt.

Die Daten zu den Maßnahmen entstammen Publikationen, unveröffentlichten Berichten und Befragungen der an ihrer Planung und Umsetzung beteiligten Personen. Über die Quellen gibt Anhang 3 Auskunft.

Folgende Parameter wurden möglichst vollständig für alle Gebiete erhoben:

Feste Größen:

- Gebietsgröße (in ha)
- Entfernung zum nächsten Vorkommen der Uferschnepfe (nur für Vorkommensgebiete der Uferschnepfe in Deutschland)
- Bodentyp (Mineralboden, organischer Boden)
- Lebensraumtyp (Kategorien Wattenmeerinsel, Festlandssalzwiese am Wattenmeer, Küstenkoog (jüngere Eindeichungen an der Nordseeküste), Küstenwiese an der Ostsee, Marsch, restliches Binnenland)
- Schutzstatus (Kategorien: Schutzgebiet (mind. 25% der Fläche unter Schutz), kein Schutzgebiet, weitere Erläuterungen siehe oben)

- Naturschutzeigentum (Kategorien: ja (mind 25% der Fläche im Besitz von Naturschutzträgern), nein)

Neu ergriffene administrative Maßnahmen:

- Erwerb von Land
- Einführung des Vertragsnaturschutzes

Maßnahmen der Wasserbewirtschaftung:

- Anhebung des Wasserstands zur Brutzeit
- Anlage von (kleinen) Flachgewässern (Blänken, angestaute Gräben)
- Überstau außerhalb der Brutzeit

Neu eingeführte Einschränkungen der Bewirtschaftung:

- Einschränkung der Düngung
- Stopp der Düngung
- Verbot der Bodenbearbeitung zur Brutzeit
- Verzögerung der ersten Mahd
- Reduktion der Viehdichte
- Verzögerung des Viehauftriebs

Sonstiges:

- Anteil der Brache (nach der Umsetzung der Maßnahmen)
- Predatorenkontrolle (Tötungen potentieller Nesträuber, Kategorien: ja, nein)
- Beseitigung von Gehölzen (Kategorien: ja, nein)
- Intensive Betreuung (regelmäßige Rückkopplung zwischen dem Erfolg des Mangements und den Maßnahmen; Kategorien: ja, nein)

Der Erfolg der Maßnahmen wurde an den Brutbeständen der Watvögel gemessen. Dazu wurden die mittleren Bestände im Zeitraum von fünf Jahren vor Beginn der Maßnahmen als Nullwert verwendet und die mittleren Bestände in den Zeiträumen 0-4 Jahre, 5-9 Jahre bzw. 10 Jahre oder mehr nach der Maßnahme mit diesen verglichen. Für die Bruterfolgsraten wurde ein ähnliches Verfahren angestrebt. Es lagen jedoch zu wenig Daten für eine statistische Auswertung vor.

Vor den statistischen Analysen wurden die Angaben zu den Beständen und den Bestandsänderungen logarithmiert um sie einer Normalverteilung anzunähern.

2.5 Ausgaben für Maßnahmen zum Feuchtwiesenschutz

Die Maßnahmen zum Wiesenvogelschutz sind mit finanziellen Ausgaben verbunden. Sie gliedern sich in Investitionskosten zum Erwerb von

Land, für Gestaltungsmaßnahmen, zum Bau fester Einrichtungen (z. B. Stauwehre) und in laufende Ausgaben. Zu den laufenden Ausgaben gehören die Ausgleichszahlungen an Landwirte, Ausgaben für Unterhaltungsmaßnahmen und Ausgaben für die Betreuung der Gebiete (einschließlich Erfolgskontrollen und Verwaltungskosten). Ausgaben, die in übergeordneten Verwaltungsebenen entstanden (z. B. in den Umwelt- oder Landwirtschaftsministerien, konnten nicht berücksichtigt werden).

Ausgaben konnten für insgesamt 23 Beispielprojekte ermittelt werden. Im Rahmen des Projektes war nicht vorgesehen, die exakten Kosten in jedem Fall durch Einsichtnahme der entsprechenden Unterlagen genau zu ermitteln. Vielmehr wurden Werte aus der Literatur entnommen bzw. durch Befragungen an den Verfahren Beteiligten gewonnen. In einigen Fällen konnten die Abschätzungen nur relativ grob vorgenommen werden, und es wurde Wert darauf gelegt, diese Daten nicht einzeln aufzuführen, sondern nur in ausgewerteter Form zu präsentieren. Die in Kapitel 6 dargestellten Werte sind deshalb nur als Schätzwerte anzusehen, die eine grobe Orientierung erlauben.

Bei den 23 Projekten handelte sich um vier Maßnahmen, die auf staatseigenen Flächen an der Küste durchgeführt wurden (Beltringharder Koog, Katinger Watt, Oldensworter Vorland, Rickelsbüller Koog), um 14 Projekte, bei denen Flächen erworben wurden (Haseldorfer Marsch, Regentalae, Untere Oder (Feuchtgebiet Internationaler Bedeutung), Ahsewiesen, Alte-Sorge-Schleife, Drömling, Dümmer Ochsenmoor, Dümmer Osterfeiner Moor, Fehntjer Tief-Niederung, Fischerhuder Wümmeniederung, Hohner See, Meerbruchwiesen, NSG Borgfelder Wümmewiesen, Ostermoor Seeth) sowie um drei reine Vertragsnaturschutzprojekte (Alte Piccardie Hohenkörben, Stollhammer Wisch, Ydre Kog (DK)) und zwei Nestschutzprojekte auf Privatflächen (Meggerkoog, Schneckenbruch).

Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Investitionen in jährliche Kosten umgerechnet (Abschreibung 20 Jahre, 6% Verzinsung) und auf einen Hektar Fläche bezogen (Berechnungen nach Hampicke, in litt) Formel:

$$A = \frac{Ki(1+i)^T}{(1+i)^T - 1}$$

A: Annuität (jährlich zu leistende Zahlung)

K: Kaufpreis

i: Zinssatz (0,06)

T: Laufzeit (20 Jahre)

Die Ergebnisse wurden schließlich auf einen Hektar Fläche bezogen.

2.6 Statistische Analysen

Alle sonstigen bisher nicht erwähnten statistischen Analysen wurden mit dem Programm SPSS 7.5 durchgeführt.

2.7 Danksagungen

Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die Finanzierung, ohne die das Projekt nicht zustande gekommen wäre, und Herrn Dr. Reinhard Stock für die inhaltliche Betreuung unseres Projekts. Teile der in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse wurden in anderen, parallel und in Verbindung zum „Aktionsplan Feuchtwiesen“ durchgeführten Projekten erarbeitet. Zu nennen sind hier die Vorhaben „Konzeption für ein Monitoring von Wiesenvögeln in Schleswig-Holstein“ sowie „Feuerwehrtopf: Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes“, die vom Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft bzw. vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein gefördert wurden, das F+E-Vorhaben „Monitoring von Vogelarten in Deutschland“, gefördert vom Bundesamt für Naturschutz, und das Projekt „Wiesenvogel-Monitoring in Niedersachsen“, gefördert durch die Staatliche Vogelschutzwarte im NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz; ehemals NLÖ). Auch diesen Organisationen danken wir für die Unterstützung der Arbeit.

Wertvolle Kommentare zu den Auswertungen und Empfehlungen lieferten: Andreas Barkow, Jochen Bellebaum, Heinrich Belting, Mark Bolton, Preben Clausen, Volker Dierschke, Heinz Düttmann, Uwe Füllhaas, Christoph Grüneberg, Ulrich Hampicke, Bettina Hönisch, Julia Jacobsen, Ulrike Marxmeier, Johannes Melter, Markus Nipkow, Florian Schoene, Leonid Rasran, Markus Richter, Maja Roodbergen, Joachim Schrautzer, Reinhard Stock, Christoph Sudfeldt, Volker Wachendörfer, Johannes Wahl.

Für die Bereitstellung größerer Datenmengen danken wir dem Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen, Thomas Arkenau, Andreas Barkow, Birgit Beckers, Katja Behm-Berkelmann, Jochen Bellebaum, Rolf K. Berndt, Martin Borschert, Holger A. Bruns, Günther Busche, Werner Eikhorst, Thomas Garden, Hans-Hermann Geißler, Bernd Hälterlein, Julia Jacobsen, Dietmar Ikemeyer, Wilfried Knief, Matthias Korn, Thorsten Krüger, Thomas Laumeier, Andreas von Lindeiner, Jürgen Ludwig, Johannes Melter, Dietrich Meyer, OAG Uckermark (Jochen Bellebaum, Ulf Kraatz), Walther Petersen-Andresen, Frank Püchel-Wieling, Torsten Ryslavy, Ingolf Stodian, Sibylle Stromberg, Robert Tüllinghoff, Bernhard Walter und Jochen Wiesner.

An der begleitenden Feldarbeit zum Projekt beteiligten sich dankenswerterweise Lena Jacob, Lisan Mumm, Lisbeth Schnug. Gunnar Hanebeck führte einige der GIS-Analysen durch.

Unserer besonderer Dank gilt den zahlreichen, größtenteils ehrenamtlich tätigen Ornithologen/innen, die mit ihrer tatkräftigen Mithilfe die Daten, die wir in dieser Zusammenstellung nutzen konnten, erhoben haben.

3 Situation der Wiesenvögel in Deutschland und Mitteleuropa

3.1 Bestandstrends

Austernfischer *Haematopus ostralegus*

Austernfischer sind typische Brutvögel des Küstenraumes, die erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts binnenländische Lebensräume, vor allem Feuchtwiesen, zu besiedeln begannen (Zang, 1995). Auch heute noch finden sich mehr als zwei Drittel der Brutpaare auf den Inseln und Vorländern (Tab. 3.1). Im Rahmen dieser Auswertung werden alle Austernfischer betrachtet, also auch die außerhalb von Wiesen. Besonders weit zurück reichende Datenreihen existieren auf den Nordseeinseln, die die wichtigsten Brutplätze der Art darstellen (Behm-Berkelmann & Heckenroth, 1991; Hälterlein, 1996). Dort vervierfachten sich die Bestände zwischen den 1960er und der Mitte der 1990er Jahre (Abb. 3.1). Ab 1997 setzte dann ein signifikanter Rückgang ein (Wald-Test für die Trendänderung 1997: 45,49; 1df; $p < 0,001$). In den übrigen Lebensräumen lässt sich wegen mangelnder Daten aus früheren Jahren die Bestandsentwicklungen vor 1990 nur unzureichend



beurteilen. In den Nordseemarschen und im Binnenland deuten jedoch die Daten darauf hin, dass bis zu den 1990er Jahren positive und danach negative Entwicklungen überwogen. Die Bestandstrends ab 1990 unterschieden sich signifikant zwischen den Lebensräumen (Wald-Test: 231,90; $df = 56$; $p < 0,001$; Tab. 3), wobei die Nord-

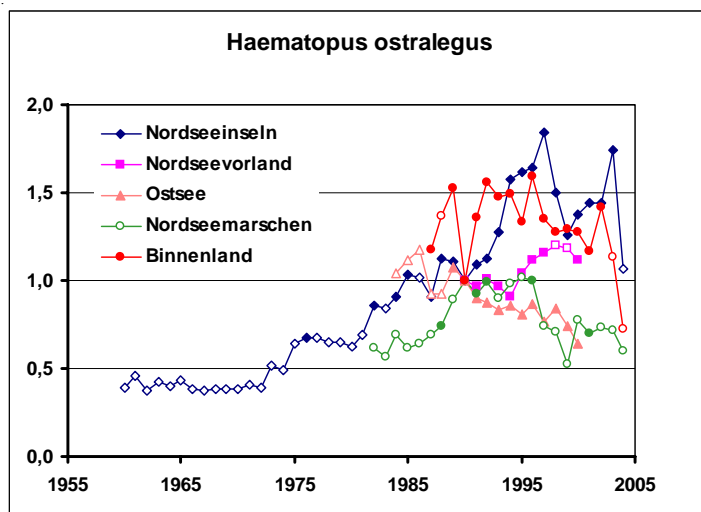


Abbildung 3.1. Entwicklung der Brutbestände des Austernfischers in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland (TRIM-Indices). Die offenen Symbole repräsentieren Indexwerte (Genauigkeit 10%) mit geschätzten Fehlerwahrscheinlichkeiten von bis zu 25%. Für die geschlossenen Symbole beträgt diese Wahrscheinlichkeit bis zu 5% (Näheres siehe Text).

Figure 3.1. Developments of populations of Oystercatchers breeding in different habitats in Germany (TRIM indexes). The open symbols represent index values (accuracy 10%) with an estimated error probability of not more than 25%. The estimated error probability of the solid symbols are 5% or less (see text for details). Nordseeinseln: North Sea Islands; Nordseevorland: North Sea saltmarshes; Ostsee: Baltic coast; Nordseemarschen: inland clay marshes on the North Sea coast; Binnenland: remaining inland.

Tabelle 3.1. Bestände und Bestandsanteile von vier Watvogelarten in verschiedenen Lebensraumtypen. Mittelwerte der mit TRIM modellierten Bestände aus den Jahren 2000-2004.

Table 3.1. Population sizes and population percentages of four wader species in different habitats/regions in Germany. The figures are based on arithmetic means of estimates modelled by trim for the years 2000-2004.

	<i>Haematopus ostralegus</i>	<i>Limosa limosa</i>	<i>Numenius arquata</i>	<i>Tringa totanus</i>
Nordseeinseln / North Sea Islands	18117	363	112	2044
%	61	6	3	14
Nordseevorland / North Sea mainland salt marshes	6285	187	0	6915
%	21	3	0	48
Nordseemarschen / North Sea clay marshes	4546	3681	346	4249
%	15	62	9	29
Ostsee / Baltic coast	165	73	0	393
%	1	1	0	3
Binnenland / Rest of inland	458	1645	3497	828
%	2	28	88	6
Summe / Total	29571	5949	3955	14430

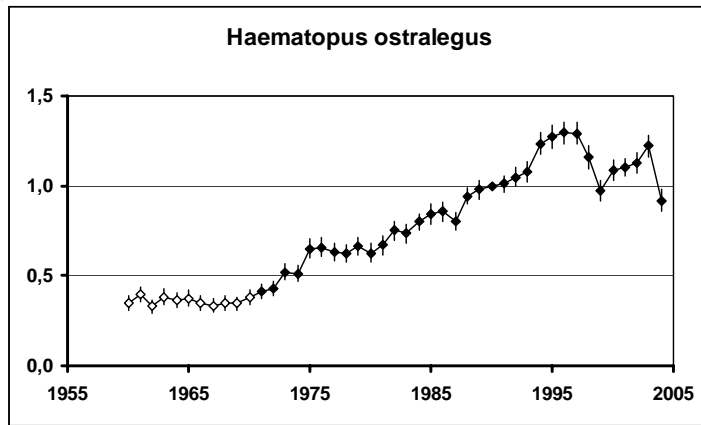


Abbildung 3.2. Entwicklung der Brutbestände des Austernfischers in Deutschland (TRIM-Indices). Die offenen Symbole repräsentieren Indexwerte (Genauigkeit 10%) mit geschätzten Fehlerwahrscheinlichkeiten von bis zu 25%. Für die geschlossenen Symbole beträgt diese Wahrscheinlichkeit bis zu 5% (Näheres siehe Text).

Figure 3.2. Developments of populations of Oystercatchers breeding in Germany (TRIM indexes). The open symbols represent index values (accuracy 10%) with an estimated error probability of not more than 25%. The estimated error probability of the solid symbols are 5% or less (see text for details).

seevorländer noch signifikant positive und die Nordseemarschen signifikant negative Bestandsentwicklungen aufwiesen. Die Trends im Binnenland und an der Ostsee waren ebenfalls negativ, jedoch nicht signifikant.

Der Bestandsverlauf in Deutschland wurde naturgemäß stark durch die Trends auf den Nordseeinseln beeinflusst. Bis 1997 zeigten sich stark ansteigende, danach abfallende bzw. schwankende Bestände (Abb. 3.2). Der Wechsel im Trend 1997 war statistisch signifikant (Wald-Test: 179,22; df=1; $p < 0,001$); der Trend vor 1997 war signifikant positiv, der danach signifikant negativ.



Kiebitz *Vanellus vanellus*

Obwohl der Kiebitz die in Deutschland häufigste der hier behandelten Arten ist, war das Datenmaterial recht lückenhaft. Kiebitze wurden häufig bei den „traditionellen“ Wiesenvogelzählungen nicht mit erfasst. Lediglich auf den Nordseeinseln und -vorländern dürften alle wesentlichen Vorkommen durch Zählgebiete abgedeckt worden sein. Seit Beginn der Aufzeichnungen in den 1960er und 1970er Jahren zeigten sich an der Ostsee und im Binnenland deutliche Rückgänge der Bestände, die in beiden Regionen offensichtlich noch anhalten (Abb. 3.3). In dem Zeitraum seit 1990, aus dem aus allen Lebens-

räumen ausreichend viele Daten zur Verfügung standen, zeigen sich signifikant unterschiedliche Trends in den Habitaten (Wald-Test: 178,23; df=56; $p < 0,001$; Tab. 3.2). Während die Bestände auf den Inseln signifikant stiegen, gingen sie im Binnenland, an der Ostseeküste und in den Nordseemarschen signifikant und in den übrigen Lebensräumen nicht signifikant zurück.

Die Bestände des Kiebitzes in Deutschland nahmen seit 1990 um etwa 25 % ab (Abb. 3.4). Daten aus früheren Jahren lassen vermuten, dass die Bestände in den 1970er Jahren mindestens doppelt so hoch gewesen sein dürften wie heute, und dass es am Ende der 1970er Jahre einen raschen Bestandsrückgang gegeben hat.

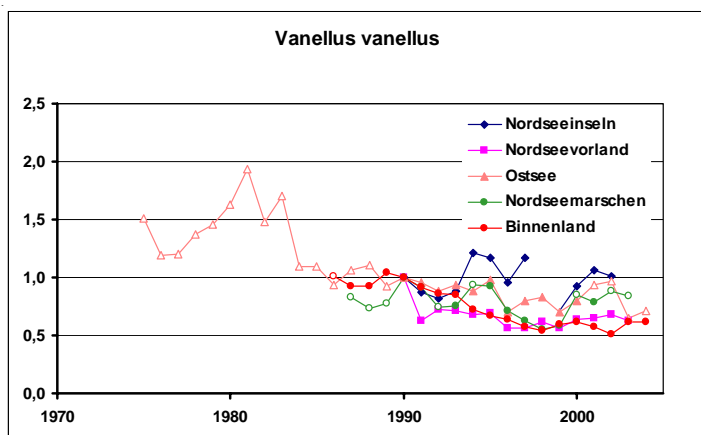


Abbildung 3.3. Entwicklung der Brutbestände des Kiebitzes in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland (vgl. Abb. 3.1).

Figure 3.3. Developments of populations of Lapwings breeding in different habitats in Germany (see Fig. 3.1).

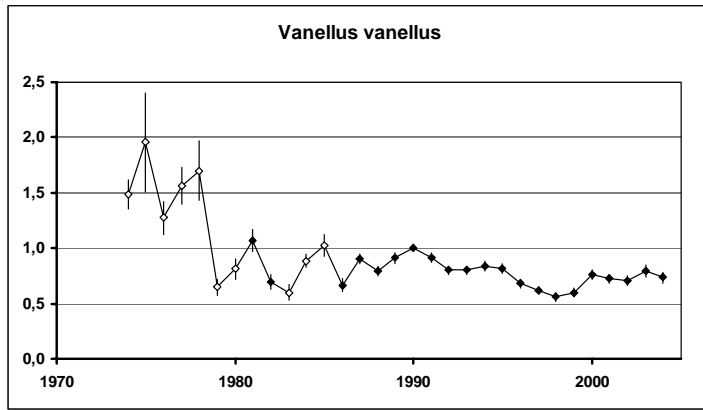


Abbildung 3.4. Entwicklung der Brutbestände des Kiebitzes in Deutschland (vgl. Abb. 3.2).
Figure 3.4. Developments of populations of Lapwings breeding in Germany (see Fig. 3.2).

Tabelle 3.2. Trends der Brutbestände von Wiesensolimikolen in Deutschland 1990-2004 in verschiedenen Lebensraumtypen. Die Trends geben die jährlichen Änderungen der TRIM-Bestandsindices an. SE: Standardfehler der Trendschätzung. Rot: Trend signifikant von Null verschieden.

Table 3.2. Trends of population sizes of meadow waders breeding in different habitats in Germany 1990-2004. The Trends give the annual change of TRIM indexes. SE: Standard error. Red: Trend significantly different from 0.

Art	Deutschland / All Germany		Nordseeinseln / North Sea Islands		Nordseevorland / North Sea mainland salt marshes		Nordseemarsch / North Sea clay marshes		Ostsee / Baltic coast		Binnenland / Rest of inland	
	Trend	SE	Trend	SE	Trend	SE	Trend	SE	Trend	SE	Trend	SE
<i>Haematopus ostralegus</i>	0,0112	0,0020	0,0234	0,0022	0,0155	0,0047	-0,0347	0,0053	-0,0261	0,0256	-0,0149	0,0234
<i>Vanellus vanellus</i>	-0,0222	0,0022	0,0106	0,0054	-0,0137	0,0076	-0,0144	0,0063	-0,0139	0,0130	-0,0401	0,0068
<i>Calidris alpina</i>	-0,1181	0,0121										
<i>Phlimachus pugnax</i>	-0,1693	0,0145										
<i>Gallinago gallinago</i>	-0,0661	0,0046					-0,0785	0,0071			-0,0619	0,0091
<i>Limosa limosa</i>	-0,0414	0,0027	0,0587	0,0079	-0,0122	0,0123	-0,0228	0,0087	-0,0661	0,0165	-0,0862	0,0092
<i>Numenius arquata</i>	-0,0185	0,0023	0,0792	0,0087			0,0027	0,0132			-0,0232	0,0090
<i>Tringa totanus</i>	0,0092	0,0026	0,0058	0,0053	0,0307	0,0054	-0,0075	0,0071			-0,0340	0,0174

Alpenstrandläufer *Calidris alpina*

Die Vorkommen von Alpenstrandläufern in Deutschland waren seit 1960 mit wenigen Ausnahmen auf Ästuare, Salzwiesen und jüngere Eindeichungen in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern beschränkt. Die Abdeckung der Brutgebiete durch Zählgebiete dürfte vollständig gewesen sein, so dass die Entwicklung des Gesamtbestandes modelliert werden konnte.

Der Bestand sank von etwa 200 bis 250 Paaren in den späten 1960er und frühen 1970er Jahren auf etwa 20 Paare 2004 (grobe Schätzung, noch nicht in Abb. 3.5 dargestellt). Besonders starke Bestandsrückgänge gab es Mitte der 1970er Jahre, Anfang der 1980er Jahre und in den frühen 1990er Jahren, während jeweils in den späten 1970er und 1980er Jahren temporäre Bestandserholungen zu beobachten waren.



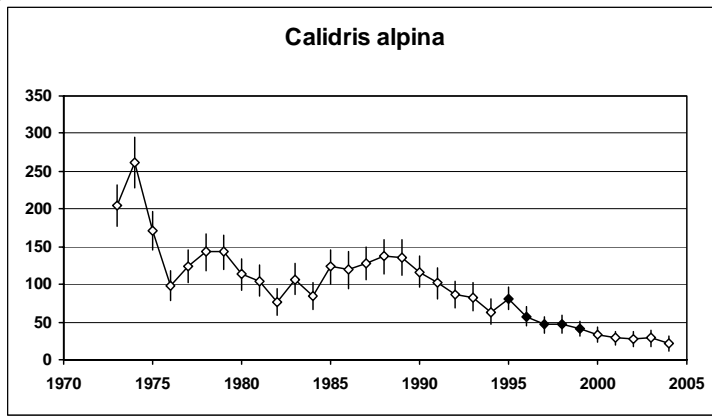


Abbildung 3.5. Entwicklung der Brutbestände des Alpenstrandläufers in Deutschland.
Figure 3.5. Developments of populations of Dunlins breeding in Germany.

Kampfläufer *Philomachus pugnax*

Kampfläufer waren als Brutvögel in Deutschland gegen Ende des 20. Jahrhunderts fast nur noch an den Ästuaren großer Flüsse, vor allem Elbe und Eider, sowie in jüngeren Eindeichungen an der Wattenmeerküste Schleswig-Holsteins und einigen Salzwiesen an der Ostsee (vor allem Insel Kirr) anzutreffen. Auch für Kampfläufer dürfte die Abdeckung der Brutgebiete durch Zählgebiete vollständig gewesen sein, so dass die Entwicklung des Gesamtbestandes modelliert werden konnte.

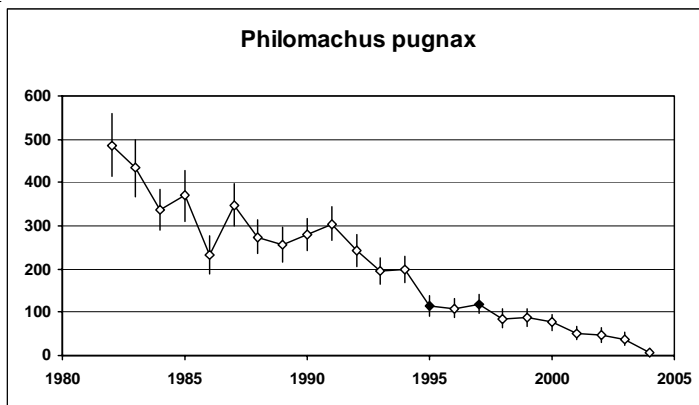


Abbildung 3.6. Entwicklung der Brutbestände des Kampfläufers in Deutschland.
Figure 3.6. Developments of populations of Ruffs breeding in Germany.

Der Brutbestand des Kampfläufers in Deutschland nahm mehr oder weniger kontinuierlich von knapp 800 Weibchen Anfang der 1970er Jahre (grobe Schätzung, noch nicht in Abb. 3.6. dargestellt) auf unter 10 Weibchen 2004 ab (Abb. 3.6).

Bekassine *Gallinago gallinago*

Wie Kiebitze wurden die Bestände von Bekassinen nicht bei allen Wiesenvogelzählungen erhoben, so dass nur relativ wenige Zählgebiete zur Auswertung herangezogen werden konnten. Da Brutvorkommen von Bekassinen im unmittelbaren Küstenraum selten waren, reichten die

Daten für eine differenzierte Darstellung nicht aus. Inseln, Küsten und Marschen wurden deshalb unter dem Begriff „Küste“ zusammengefasst.

Sowohl im Küstenraum als auch im Binnenland ist von einem bereits seit längerer Zeit anhaltendem starken Bestandsrückgang auszugehen (Abb. 3.7). Die Daten ab 1990 zeigen kei-

nen signifikanten Unterschied im Trend zwischen Küste und Binnenland (Wald-Test (lineare Trends): 3,32; df=1; p=0,07; Tab. 3.2).

Abb. 3.8 zeigt rasch zurückgehende Bestände in Deutschland seit Ende der 1980er Jahre. Zur Zeit brütet vermutlich höchstens noch ein Drittel der in den späten 1980er Jahren anwesenden Bekassinen in den von diesem Programm erfassten Gebieten.

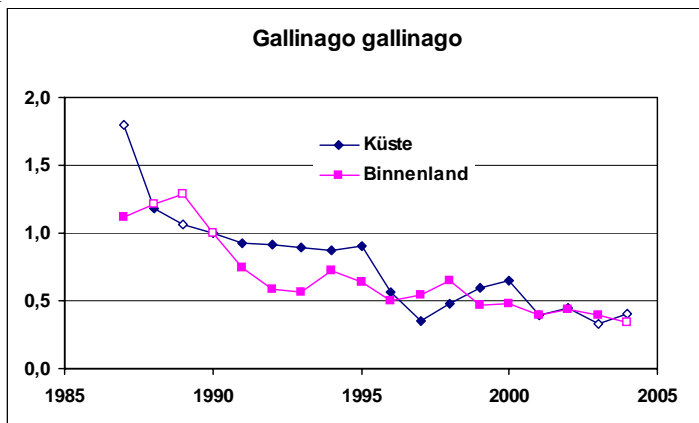
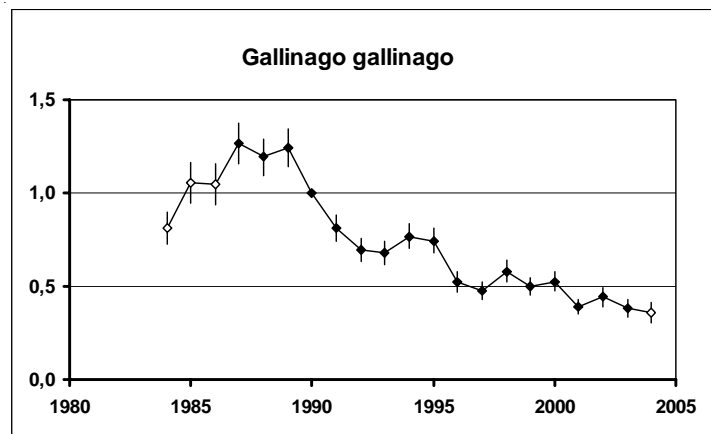


Abbildung 3.7. Entwicklung der Brutbestände der Bekassine in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland (vgl. Abb. 3.1).
Figure 3.7. Developments of populations of Common Snipes breeding in different habitats in Germany (see Fig. 3.1).

Abbildung 3.8. Entwicklung der Brutbestände der Bekassine in Deutschland (vgl. Abb. 3.2).

Figure 3.8. Developments of populations of Common Snipes breeding in Germany (see Fig. 3.2).



Uferschnepfe *Limosa limosa*

Die Uferschnepfe war die „Leitart“ bei der Auswahl der Wiesenvogelzählgebiete. Ihre Brutvorkommen dürften spätestens seit den 1990er Jahren zu hohen Anteilen durch Zählgebiete abgedeckt worden sein.

Vor den 1980er Jahren lagen nur vergleichsweise wenige Bestandsangaben vor. Einige in Abb. 3.9 nicht dargestellten Einzeldaten deuten darauf hin, dass die Bestände an der Ostsee und in den Marschen von den 1980er bis zum Beginn der 1990er Jahre angestiegen sind. Zur gleichen Zeit sanken die Bestände im Bin-



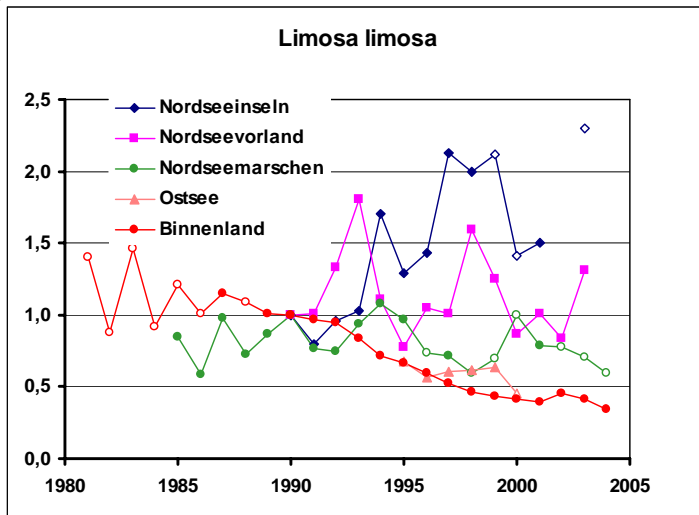


Abbildung 3.9. Entwicklung der Brutbestände der Uferschnepfe in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland (vgl. Abb. 3.1).

Figure 3.9. Developments of populations of Black-tailed Godwits breeding in different habitats in Germany (see Fig. 3.1).

nenland. Nach 1990 entwickelten sich die Bestände in den einzelnen Lebensräumen signifikant unterschiedlich (Wald-Test: 461,81; $df=56$; $p<0,001$). So nahmen die Uferschnepfen-Populationen auf den Nordseeinseln signifikant zu, auf den Nordsee-Festlandsvorländern zeigte sich keine signifikante Tendenz, und in den Marschen, an der Ostsee und vor allem im Binnenland waren erhebliche, signifikante Rückgänge zu verzeichnen (Abb. 3.9; Tab. 3.2). In der Bilanz ergab sich eine Verlagerung der Bestände zur Nordseeküste hin. So nahm seit 1990 der Anteil der Uferschnepfen auf den Inseln und Vorländern von knapp 4% auf über 9% des Gesamtbestandes in Deutschland zu (Tab. 3.1).

Über die bundesweiten Bestandsentwicklungen in den 1960er bis 1980er Jahren lassen sich wegen des recht lückenhaften Materials kaum Aussagen treffen. Nach einer vorsichtigen Schätzung dürfte der Bestand der Uferschnepfe in Deutschland in der Mitte der 1960er Jahre bei knapp 14.000 Paaren gelegen haben und bis 1980 leicht auf gut 12.000 Paare gesunken sein.

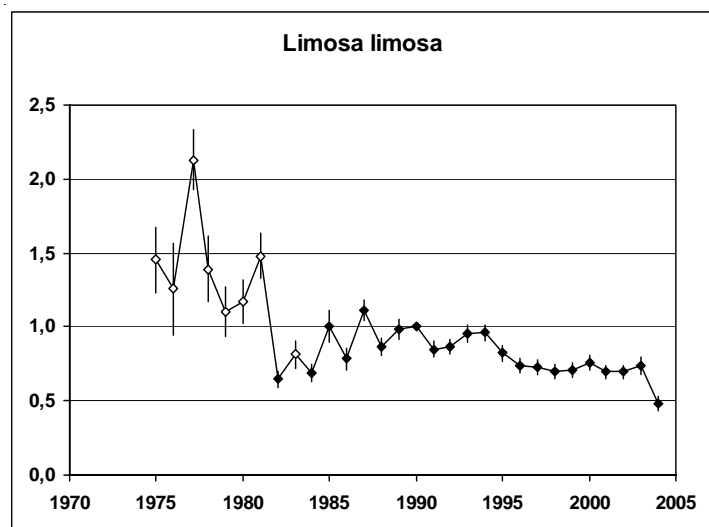
Möglicherweise war der Rückgang in dieser Phase auch stärker, da etliche Vorkommen bereits erloschen sein dürften und nicht in der Zählgebietsliste enthalten sind. Anfang der 1980er Jahre kam es dann zu einem Bestandszusammenbruch, von dem sich die Art jedoch – vor allem durch die positive Bestandsentwicklung im Küstenraum bis zum Ende der 1980er Jahre wieder teilweise erholte. Danach setzte ein kontinuierlicher Bestandsrückgang ein, der auch heute noch anhält (Abb. 3.10). Im Jahr 2004 dürften nur noch etwa 4.300 Uferschnepfenpaare in Deutschland gebrütet haben, das ist weniger als die Hälfte des Bestands von 1990.

Großer Brachvogel *Numenius arquata*

Da in den Vorländern der Nordseeküste und an der Ostseeküste nur wenige Brachvögel brüteten, konnten für diese Lebensräume keine gesonderten Trends dargestellt werden. Auf den Nordseeinseln zeigten Brachvögel trotz stark schwankender Bestandsangaben insgesamt ei-

Abbildung 3.10. Entwicklung der Brutbestände der Uferschnepfe in Deutschland (vgl. Abb. 3.2).

Figure 3.10. Developments of populations of Black-tailed Godwits breeding in Germany (see Fig. 3.2).



nen signifikant positiven Trend (Abb. 3.11). In den Marschen kam es zu ähnlichen Schwankungen, Indices konnten wegen der unzureichenden Qualität des Materials jedoch nicht berechnet werden. Im Binnenland, dem Hauptverbreitungsgebiet des Brachvogels, überwog ein lang anhaltender, relativ kontinuierlicher Abwärtstrend. Die Trends in den einzelnen Lebensraumtypen unterschieden sich signifikant (Daten von 1990 – 2004; Wald-Test: 261,23; df=28; $p < 0,001$).

Da mindestens 88% aller Brachvögel im Binnenland vorkommen, dominiert dieser Lebensraumtyp den Gesamttrend für Deutschland (Abb. 3.12). Es zeigte sich ein signifikant negativer Trend, der sich offensichtlich weiter fortsetzt. Lediglich vor 1993 hatte es eine Phase einer

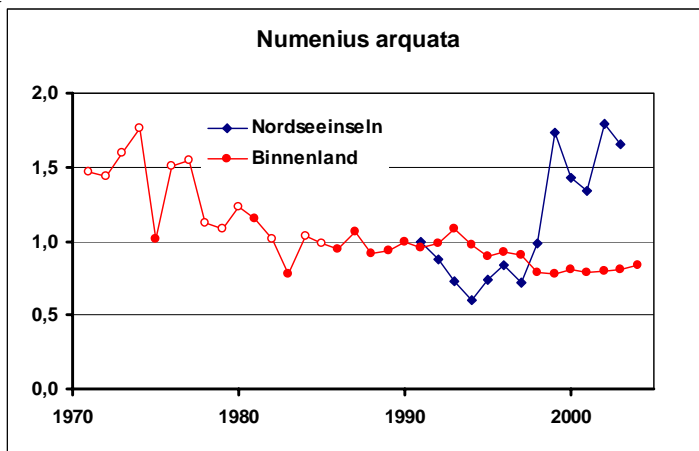
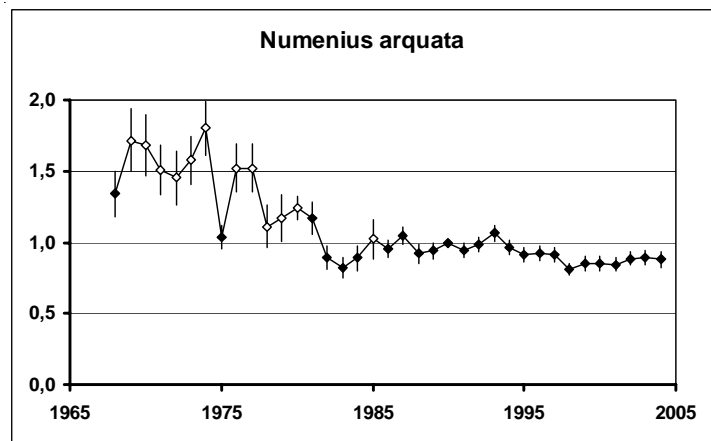


Abbildung 3.11. Entwicklung der Brutbestände des Großen Brachvogels in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland (vgl. Abb. 3.1).

Figure 3.11. Developments of populations of Curlews breeding in different habitats in Germany (see Fig. 3.1).

Abbildung 3.12. Entwicklung der Brutbestände des Großen Brachvogels in Deutschland (vgl. Abb. 3.2).

Figure 3.12. Developments of populations of Curlews breeding in Germany (see Fig.3.2).



leichten Bestandserholung gegeben. Nach den vorliegenden Daten dürfte der Brachvogelbrutbestand in Deutschland Anfang der 1970er Jahre mindestens 7.000 Paare betragen haben, dann auf 4.800 Paare im Jahre 1990 und auf knapp 4.200 Paare 2004 gesunken sein. Die Bestände in Süddeutschland (Baden-Württemberg, Bayern, Hessen) sanken mit einer linearen jährlichen Abnahme von 0,0335 (entspricht 3,35 %) (SE=0,0028) erheblich schneller als im übrigen Deutschland.

Rotschenkel *Tringa totanus*

In den Lebensräumen mit den am längsten zurück reichenden Datenreihen, auf den Nordseeinseln und an der Ostseeküste, entwickelten sich die Brutbestände zunächst weitgehend parallel (Abb. 3.13). Nach einem Bestandstief um 1970 erfolgte ein rascher Anstieg bis etwa 1980. Danach nahmen die Inselbestände leicht ab und stabilisierten sich seit den 1980er Jahren, während die Ostsee-Bestände kontinuierlich sanken.

Aus den übrigen Lebensräumen standen nur kürzere Datenreihen zur Verfügung. Die Bestände der Nordseevorländer zeigten spätestens ab 1990 einen signifikanten Aufwärtstrend. Die Bestände in den Nordseemarschen schwankten ohne einen signifikanten Trend, während die binnenländischen Bestände einem raschen und signifikanten Rückgang unterworfen waren. Insgesamt unterschieden sich die Trends in den einzelnen Lebensraumtypen signifikant voneinander (Tab. 3.3; Wald-Test: 117,66; df=42; $p < 0,001$).



Auf ganz Deutschland übertragen (Abb. 3.14) zeigten die Bestände zunächst einen erheblichen Anstieg in den 1970er Jahren, danach einen leichten Rückgang bis um 1990. Seither nahmen sie wieder signifikant zu. In den Zählgebieten brüteten 2004 knapp 14.000 Brutpaare. Insgesamt war der Bestand in den letzten beiden Jahrzehnten vergleichsweise stabil.

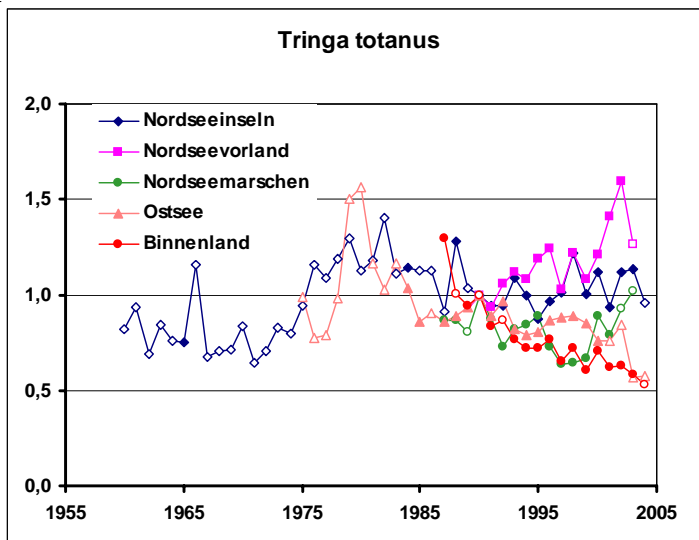
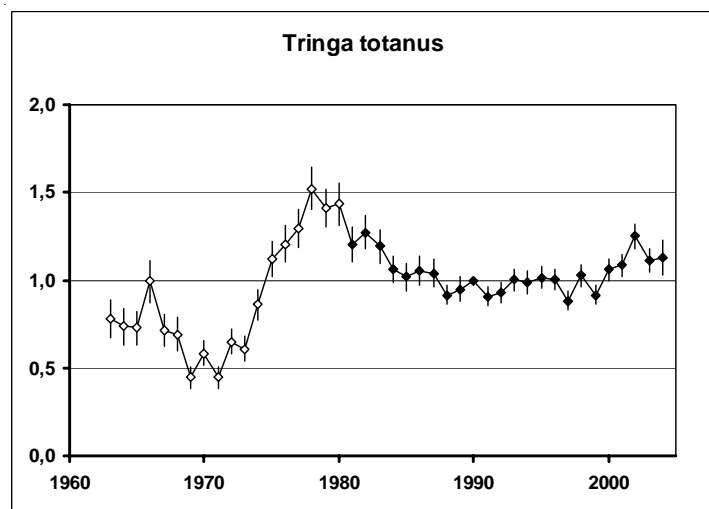


Abbildung 3.13. Entwicklung der Brutbestände des Rotschenkels in verschiedenen Lebensräumen in Deutschland (vgl. Abb. 3.1).

Figure 3.13. Developments of populations of Redshanks breeding in different habitats in Germany (see Fig. 3.1).

Abbildung 3.14. Entwicklung der Brutbestände des Rotschenkels in Deutschland (vgl. Abb. 3.2).

Figure 3.14. Developments of populations of Redshanks breeding in Germany (see Fig. 3.2).



Trends in unterschiedlichen Lebensraumtypen

Seit 1990 zeigen sechs der acht hier behandelten Watvogelarten signifikant negative Bestandsentwicklungen. Beim Austernfischer ist vermutlich seit 1997 von einer negativen Tendenz auszugehen, so dass lediglich der Rotschenkel in jüngerer Zeit noch in seinem Brutbestand in Deutschland zugenommen hat. Zwischen den einzelnen hier dargestellten Lebensraumtypen ergaben sich über die Arten hinweg erhebliche Unterschiede in der Entwicklung (Tab. 3.2). Am günstigsten erscheint die Situation auf den Nordseeinseln. Dort nahmen alle fünf vorkommenden Arten zu, vier davon signifikant. Im Nordseevorland gab es zwei Arten mit signifikanten Zunahmen und zwei weitere mit nicht signifikanten Rückgängen. In den Nordseemarschen überwog die Zahl der Arten mit negativer Entwicklung. Die Bestände von vier Arten nahmen signifikant ab, eine weitere zeigte eine nicht signifikante Abnahme und eine nicht signifikante Zunahme. An der Ostsee nahmen alle drei Arten ab, allerdings nur eine signifikant. Im Binnenland schließlich nahmen alle sechs Arten in ihrem Bestand ab, fünf davon signifikant. Bezüglich der Bestandsentwicklungen zeigte sich demnach ein Gradient von den Nordseeinseln über die Vorländer des Festlandes und die Marschen hin zum übrigen Binnenland bzw. zur Ostsee. Seit 1990 hat offensichtlich eine Konzentration der Wiesen-Limikolen auf den unmittelbaren Nordseeküstenraum stattgefunden. Umgekehrt zeigten diejenigen Arten die positivsten Bestandstrends, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Küstenraum besitzen (Austernfischer und Rotschenkel).

3.2 Bestandsentwicklungen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten

Monitoring-Daten von Vogelbrutbeständen erlauben prinzipiell eine Aussage über die Effizienz von Schutzgebieten, indem die Bestandsverläufe von Schutzgebieten mit Probeflächen außerhalb von Schutzgebieten verglichen werden. Allerdings sind Situationen denkbar, in denen die Interpretation der Daten nicht einfach ist und zusätzliche Informationen vonnöten sind (Tab. 3.3). Sollte die Dichte der betrachteten Art innerhalb der Schutzgebiete bereits so hoch sein, dass eine Bestandssättigung eingetreten ist, also keine weiteren Ansiedlungen mehr möglich sind, kann kein positiver Trend erreicht werden. Außerhalb von Schutzgebieten sind in weniger gut geeigneten und deshalb noch nicht gesättigten Lebensräumen bei einer insgesamt steigenden Population aber durchaus positive Bestandstrends möglich. Ein positiver Bestandstrend außerhalb von Schutzgebieten kann also nur dann als Ineffizienz der Unterschutzstellung gewertet werden, wenn ausgeschlossen werden kann, dass sich die Schutzgebietspopulationen bereits an der Sättigungsgrenze befunden haben. Auch wenn in verschiedenen Lebensräumen und Gebieten die Sättigungsgrenzen unterschiedlich hoch liegen können, ist jedoch eine höhere Siedlungsdichte innerhalb von Schutzgebieten zumindest ein Indiz dafür, dass die Bestände näher an einer Sättigungsgrenze liegen als außerhalb (Flade, *in litt.*).

Über die Effizienz von Schutzmaßnahmen für Wiesenvögel gibt es eine Reihe von Untersuchungen. So konnten Weiss et al. (2002) zeigen, dass sich die Bestände von Bekassine, Brachvogel und Uferschnepfe in Nordrhein-Westfalen innerhalb von Schutzgebieten günstiger entwickelten als außerhalb. Studien über die Wirksamkeit von Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes in den Niederlanden ergaben allerdings, dass eine Rei-

Tabelle 3.3. Bewertungsschema für die Effizienz von Schutzgebieten anhand von Trend- und Siedlungsdichtedaten.

Table 3.3. Evaluation scheme for the efficiency of reserves for meadow birds according to trends and densities.

Trend		Dichte		Bewertung der Schutzgebiete
Trend innerhalb von Schutzgebieten positiver als außerhalb?	Trend im Schutzgebiet	Schutzgebiet	außerhalb	
ja		hoch	niedrig	positiv
ja		niedrig	hoch	positiv
nein	negativ	hoch	niedrig	negativ
	gleichbleibend	hoch	niedrig	positiv
nein		niedrig	hoch	negativ

Table 3.4. Vergleich der Zählgebietsgrößen mit unterschiedlichem Schutzstatus.
Table 3.4. Comparison of sizes of protected and unprotected counting sites for meadow birds.

	n	Median	Mittelwert	SD
Schutzgebiet	703	204	508,0	2207,6
Kein Schutzgebiet	1074	200	366,8	669,6

he von Programmen kaum Auswirkungen auf die Bestandsentwicklungen von Wiesenvögeln (Verhulst et al., 2007) und auch andere Tier- und Pflanzenartengruppen besaßen (Kleijn et al., 2001).

Von 1.907 Zählgebieten lagen ausreichend präzise Daten über deren Schutzstatus vor. Von diesen wiesen 738 (38,7%) einen Schutzgebietsanteil von mindestens 25 % auf, wurden also nach der oben genannten Definition der Kategorie „Schutzgebiet“ zugeordnet. Schutzgebiete waren durchschnittlich etwas größer als die übrigen Zählgebiete. Dies war allerdings durch wenige sehr große Gebiete begründet, der Median zwischen beiden Gruppen unterschied sich kaum (Tab. 3.4).

Schutzgebiete beherbergten einen relativ großen Anteil der Bestände einiger wiesenbrütenden Arten in Deutschland. Insbesondere die an Küsten gebundenen Arten hatten ihre Verbreitungsschwerpunkte in Schutzgebieten (Tab. 3.5).

Ein einfacher Vergleich der Trends innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten zeigte, dass sich die Bestandsverläufe außer beim Kiebitz in

den Schutzgebieten positiver entwickelt hatten als außerhalb (Tab. 3.6). Die Trendwerte des Kiebitzes innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten wiesen nur eine geringe Differenz auf, während bei vier der übrigen Arten signifikante Unterschiede im Trend festgestellt werden konnten. Bemerkenswert ist allerdings, dass in Schutzgebieten lediglich bei Austernfischern und Rotschenkeln signifikant positive Trends vorkamen. Die anderen Arten nahmen in Schutzgebieten entweder signifikant ab – wenngleich weniger stark als außerhalb oder zeigten keinen signifikant von Null verschiedenen Trend. Außerhalb von Schutzgebieten waren alle Trends signifikant negativ. Alpenstrandläufer und Kampfläufer kamen im Berichtszeitraum nur noch in Schutzgebieten vor, so dass für diese Arten kein Vergleich möglich war.

Die in Tab. 3.6. dargestellten Ergebnisse waren allerdings sehr stark davon beeinflusst, dass die Bestandsentwicklungen der meisten Wiesensolimikolen im Berichtszeitraum in verschiedenen Lebensraumtypen („Inseln und Halligen der Nord-

Table 3.5. Anteile der Brutpopulationen von Wiesenvögeln in Deutschland in Schutzgebieten.
Table 3.5. Percentages of meadow birds breeding inside and outside of reserves in Germany.

	Rohauswertung des Zählgebietsmonitorings (Mittelwerte 2000-2004)			Geschätzte Anteile in Schutzgebieten (unter Berücksichtigung der Zählgebietsverteilung)
	In Schutzgebieten	Außerhalb von Schutzgebieten	Anteil in Schutzgebieten	
Austernfischer	24349	4524	84 %	<84 %
Kiebitz	10724	8526	56 %	unter 20 %
Alpenstrandläufer	28	0	100 %	100 %
Kampfläufer	44	0	100 %	100 %
Bekassine	774	192	80 %	unter 50 %
Uferschnepfe	2821	1998	59 %	59 %
Gr. Brachvogel	1396	1361	51 %	<51 %
Rotschenkel	10717	1281	89 %	<89 %

Table 3.6. Trends von Wiesenvogelbrutbeständen in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten. Fett gedruckte Trendzahlen sind signifikant von Null verschieden.

Table 3.6. Trends of meadow birds breeding inside and outside of reserves in Germany.

	In Schutzgebieten		Außerhalb von Schutzgebieten		Wald-Tests Vergleich innerhalb-außerhalb von Schutzgebieten		
	Trend	SE	Trend	SE	Test	df	p
Austernfischer	0,0133	0,0024	-0,0364	0,0083	89,95	14	<0,0001
Kiebitz	-0,0135	0,0027	-0,0120	0,0043	20,75	14	0,1083
Bekassine	-0,0512	0,0056	-0,1237	0,0160	42,29	14	0,0001
Uferschnepfe	-0,0310	0,0038	-0,0529	0,0053	28,19	14	0,0134
Gr. Brachvogel	0,0052	0,0035	-0,0250	0,0033	49,12	14	<0,0001
Rotschenkel	0,0150	0,0031	-0,0597	0,0086	19,21	14	0,1572

seeküste“, „Vorländer der Nordseeküste“, „Marschen der Nordseeküste“, „Salzwiesen der Ostsee“, „Binnenland“) sehr unterschiedlich verliefen. Die nordseeküstennahen Gebiete, insbesondere die Inseln, wiesen deutlich günstigere Bestandsentwicklungen auf als die übrigen Bereiche (siehe oben). Die Schutzgebiete waren sehr ungleichmäßig über die Lebensraumtypen verteilt. Fast alle Vorkommen auf den Inseln und Halligen sowie auf den Vorländern der Nordseeküste und den Salzgrasländern der Ostseeküste standen unter Schutz, während der Schutzgebietsanteil im Binnenland deutlich geringer war. Die scheinbar vergleichsweise positive Entwicklung in den Schutzgebieten dürfte also vor allem mit einer generell positiven Bestandsentwicklung im Küstenraum und der Konzentration der Schutzgebiete dort zusammengehangen haben.

Die Lebensraumtypen mussten also bei der Analyse berücksichtigt werden. Da die Nordseeinseln und Halligen, die Vorländer der Nordseeküste und die Küstenzählgebiete an der Ostsee ganz überwiegend einen Schutzstatus besaßen (vor allem Nationalpark) und nur sehr wenige ungeschützte Gebiete mit Wiesenvogelbeständen vorhanden waren, konnten für diese Bereiche keine Vergleiche durchgeführt werden. In den binnenländischen Lebensräumen „Nordseemarschen“ und „Binnenland“ standen jedoch ausreichend viele geschützte und ungeschützte Gebiete zur Verfügung. Hier unterschieden sich die Bestandstrends einiger Arten innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten (Abb. 3.15 – 3.25, Tab. 3.7). Bei Austernfischern zeigte sich kein signifikanter Einfluss von Schutzgebieten, allerdings war im Binnenland die Bestandsentwicklung in den meisten Jahren außerhalb von Schutzgebieten deutlich positiver als in Schutz-

gebieten. Kiebitzbestände in der Marsch verliefen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten etwa gleich. Im Binnenland entwickelten sich die Bestände jedoch außerhalb von Schutzgebieten signifikant positiver. Die Bekassinenbestände entwickelten sich außerhalb von Schutzgebieten in beiden Lebensräumen signifikant negativer als in Schutzgebieten. Bezüglich der Uferschnepfen ergaben sich keine signifikanten Unterschiede, jedoch lagen in der Marsch die Bestandsindices in vielen Jahren außerhalb von Schutzgebieten höher als innerhalb. Brachvögel traten in der Marsch zu selten als Brutvogel auf, als dass ein Vergleich möglich wäre. Im Binnenland profitierten sie jedoch signifikant von den Schutzgebieten. Rotschenkel zeigten keine signifikante Reaktion auf Schutzgebiete, ihre Bestandsindices dort waren jedoch im Allgemeinen höher als außerhalb von Schutzgebieten.

Auch bezüglich der Siedlungsdichten gab es Unterschiede zwischen den Arten und den Lebensräumen (Tab. 3.8). In der Marsch gab es in nur einem Fall einen signifikanten Unterschied in der Siedlungsdichte. Rotschenkel siedelten hochsignifikant dichter innerhalb als außerhalb von Schutzgebieten. Im Binnenland siedelten alle Arten dichter in Schutzgebieten als außerhalb, bis auf den Austernfischer waren die Ergebnisse statistisch signifikant.

Diskussion

Die Tatsache, dass sich an der Nordseeküste die Bestände der Wiesenvögel positiv entwickeln und es fast keine ungeschützten Wiesenvogelvorkommen gibt, ist ein aus Naturschutzsicht sehr begrüßenswerter aber für die hier vorzulegende Analyse ein eher problematischer Zu-

Tabelle 3.7. Trends von Wiesenvogelbrutbeständen in den Nordseemarschen und im Binnenland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten. Fett gedruckte Trendzahlen sind signifikant von Null verschieden.

Table 3.7. Trends of meadow birds breeding inside and outside of reserves in coastal marshes and in inland Germany. Trends printed bold differ significantly from zero ($p < 0.05$).

	Nordseemarschen						
	Innerhalb von Schutzgebieten		Außerhalb von Schutzgebieten		Wald Tests		
	Trend	SE	Trend	SE	Test	df	p
Austernfischer	-0,0337	0,0051	-0,0324	0,0190	14,38	14	0,4216
Kiebitz	-0,0087	0,0060	-0,0244	0,0116	8,57	14	0,8573
Bekassine	-0,0571	0,0087	-0,1612	0,0267	14,93	1	0,0001
Uferschnepfe	-0,0258	0,0070	-0,0241	0,0118	19,49	14	0,1469
Gr. Brachvogel							
Rotschenkel	0,0002	0,0048	-0,0557	0,0174	19,21	14	0,1572

	Binnenland						
	Innerhalb von Schutzgebieten		Außerhalb von Schutzgebieten		Wald Tests		
	Trend	SE	Trend	SE	Test	df	p
Austernfischer	-0,0405	0,0172	-0,0157	0,0081	20,96	14	0,1028
Kiebitz	-0,0592	0,0058	-0,0106	0,0044	68,28	14	0,0000
Bekassine	-0,0617	0,0063	-0,1059	0,0178	31,66	14	0,0045
Uferschnepfe	-0,0854	0,0057	-0,0812	0,0056	9,88	14	0,7708
Gr. Brachvogel	-0,0069	0,0028	-0,0275	0,0034	46,72	14	0,0000
Rotschenkel	-0,0450	0,0080	-0,0471	0,0146	23,09	14	0,0588

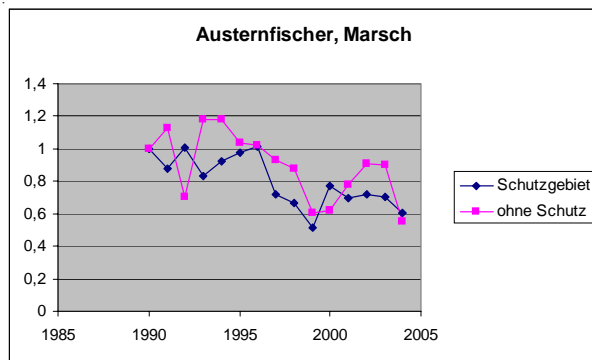


Abbildung 3.15. Entwicklung der Brutbestände des Austernfischers (TRIM-Indices) in der Seemarsch in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.15. Developments of populations of Oystercatchers (TRIM indexes) breeding in German coastal marshes inside and outside of protected areas.

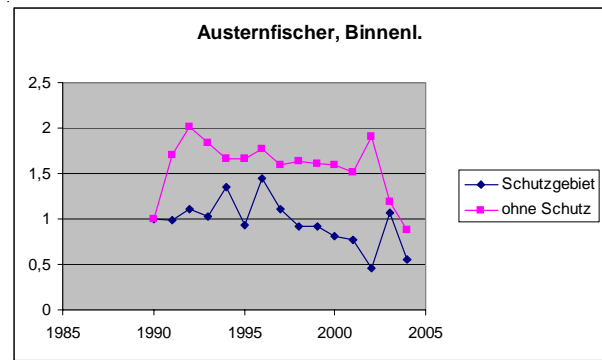


Abbildung 3.16. Entwicklung der Brutbestände des Austernfischers (TRIM-Indices) im Binnenland in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.16. Developments of populations of Oystercatchers (TRIM indexes) breeding in inland Germany inside and outside of protected areas.

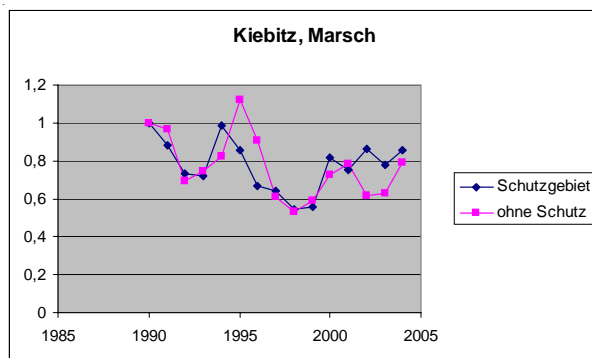


Abbildung 3.17. Entwicklung der Brutbestände des Kiebitzes (TRIM-Indices) in der Seemarsch in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.17. Developments of populations of Lapwings (TRIM indexes) breeding in German coastal marshes inside and outside of protected areas.

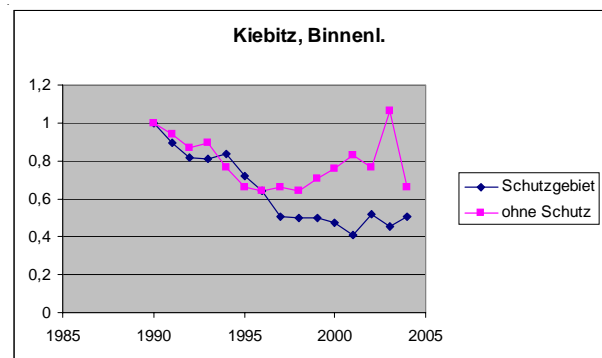


Abbildung 3.18. Entwicklung der Brutbestände des Kiebitzes (TRIM-Indices) im Binnenland in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.18. Developments of populations of Lapwings (TRIM indexes) breeding in inland Germany inside and outside of protected areas.

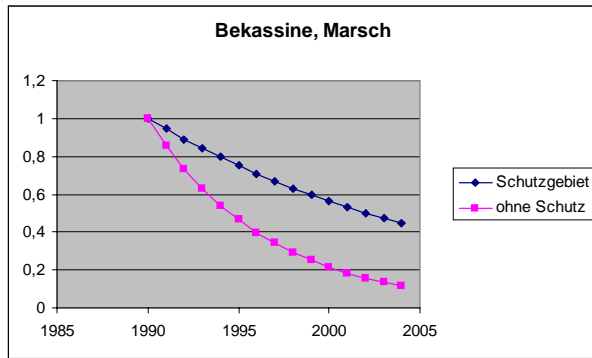


Abbildung 3.19. Entwicklung der Brutbestände der Bekassine (TRIM-Indices) in der Seemarsch in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten. Wegen des unzureichenden Datenmaterials konnte nur eine konstante jährliche Veränderungsrate geschätzt werden.

Figure 3.19. Developments of populations of Snipes (TRIM indexes) breeding in German coastal marshes inside and outside of protected areas. Lack of data allowed not more than an estimate of a constant yearly rate of population change.

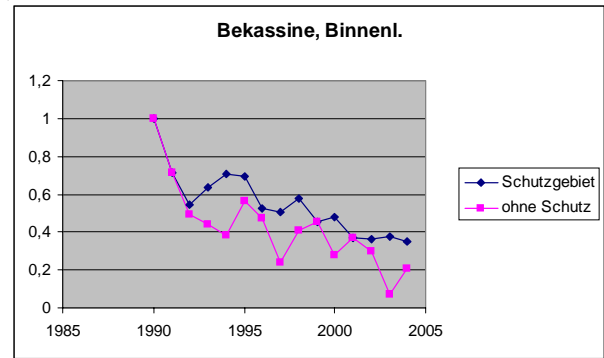


Abbildung 3.20. Entwicklung der Brutbestände der Bekassine (TRIM-Indices) im Binnenland in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.20. Developments of populations of Snipe (TRIM indexes) breeding in inland Germany inside and outside of protected areas.

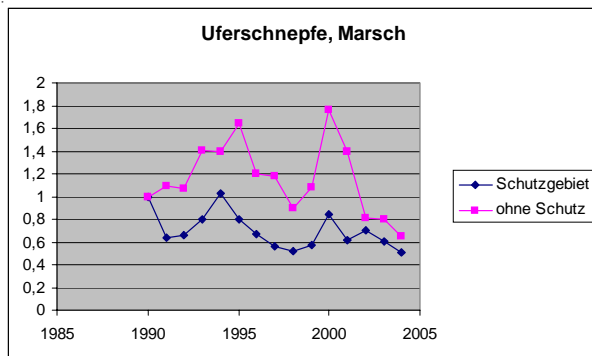


Abbildung 3.21. Entwicklung der Brutbestände der Uferschnepfe (TRIM-Indices) in der Seemarsch in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.21. Developments of populations of Black-tailed Godwits (TRIM indexes) breeding in German coastal marshes inside and outside of protected areas.

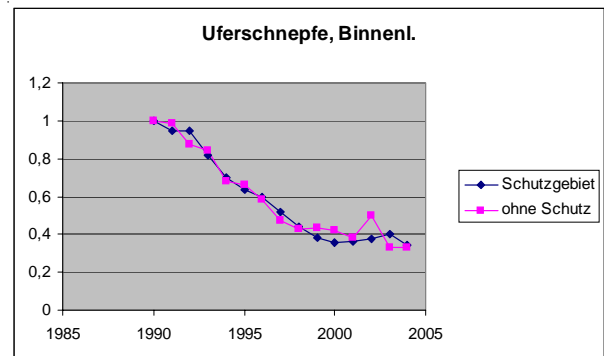


Abbildung 3.22. Entwicklung der Brutbestände der Uferschnepfe (TRIM-Indices) im Binnenland in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.22. Developments of populations of Black-tailed Godwits (TRIM indexes) breeding in inland Germany inside and outside of protected areas.

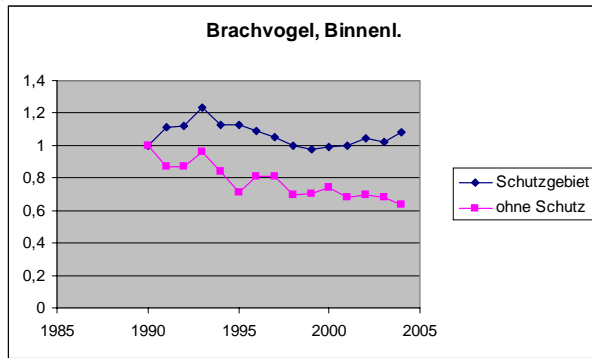


Abbildung 3.23. Entwicklung der Brutbestände des Großen Brachvogels (TRIM-Indices) im Binnenland in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.23. Developments of populations of Curlews (TRIM indexes) breeding in inland Germany inside and outside of protected areas.

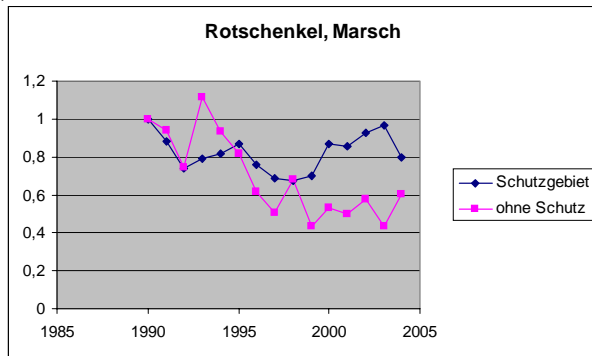


Abbildung 3.24. Entwicklung der Brutbestände des Rotschenkels (TRIM-Indices) in der Seemarsch in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.24. Developments of populations of Redshanks (TRIM indexes) breeding in German coastal marshes inside and outside of protected areas.

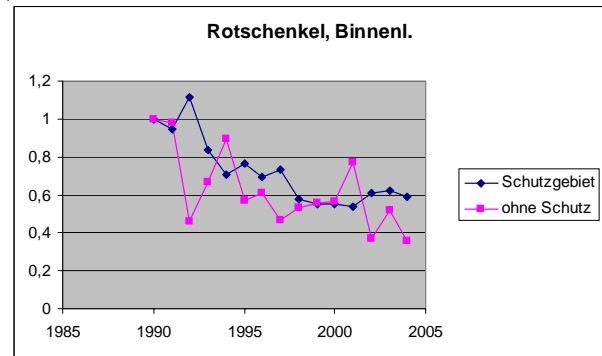


Abbildung 3.25. Entwicklung der Brutbestände des Rotschenkels (TRIM-Indices) im Binnenland in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Figure 3.25. Developments of populations of Redshanks (TRIM indexes) breeding in inland Germany inside and outside of protected areas.

stand. Letztendlich kann nicht mit Sicherheit zwischen Ursache und Wirkung unterschieden werden. Entwickeln sich die Bestände wegen des flächendeckenden Schutzes so gut oder führt die vielleicht auch unabhängig vom Schutz gute Entwicklung im Küstenraum dazu, dass insgesamt die Wirkung von Schutzgebieten überinterpretiert wird? Die Unterschützstellung des größten Teils der Vorländer und Teile der Inseln (vor allem Niedersachsen) hat zu einer extensiveren Bewirtschaftung der Salzwiesen bis hin zu einer völligen Aufgabe der Beweidung geführt. Hiervon dürften Arten wie Rotschenkel und zum Teil auch Uferschnepfe profitiert haben. Außerdem dürfte sich der Schutz vor Störungen während der Brutzeit verbessert haben. Es gibt also immerhin einige Anhaltspunkte dafür, dass Schutzmaßnahmen die Bestandsentwicklungen tatsächlich gefördert haben.

Deutlich klarere Aussagen über die Effizienz von Schutzgebieten lassen sich im Binnenland treffen. Allerdings ist zu bedenken, dass in dieser Auswertung die Schutzziele der Gebiete außer Acht gelassen wurden. In der Kategorie „Schutzgebiet“ verbergen sich sicherlich auch

Gebiete, in denen die Wiesenvögel nicht die primären Schutzobjekte sind. Die Wirksamkeit von Schutzgebietsausweisungen zeigt sich klar für Bekassinen und Brachvögel, wobei bezüglich der Bekassine allerdings zu bemerken ist, dass auch innerhalb der Schutzgebiete die Bestände drastisch und statistisch signifikant gesunken sind, nur nicht so schnell wie außerhalb. Auch der Brachvogel wies einen signifikant negativen Trend innerhalb der Schutzgebiete auf, allerdings waren die Bestandsabnahmen nur sehr gering. Bei Austernfischern, Uferschnepfen und Rotschenkeln schienen die Schutzgebietsausweisungen keinen deutlichen Einfluss auf die Bestandsentwicklung genommen zu haben. Kiebitze im Binnenland wiesen in Schutzgebieten sogar einen signifikant negativeren Trend auf. Eine differenzierte Betrachtung relativiert dieses Ergebnis jedoch. Die Bestände von Kiebitzen im Binnenland nahmen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten von 1990 bis 1995 in gleicher Weise stark ab. Danach kam es zu einem Anstieg der Kiebitzzahlen außerhalb von Schutzgebieten, während die Bestände innerhalb der Schutzgebiete stagnierten. Betrachtet man nun

Tabelle 3.8. Vergleiche der Siedlungsdichten (Paare/km²) verschiedener Watvögel in Deutschland innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten. * : ANCOVA: Abhängige Variable Log (Dichte), Faktor Schutzgebiet, Kovariable Log Gebietsgröße

Table 3.8. Comparisons of densities (Pairs/km²) of several species of meadow birds inside and outside of reserves in Germany. ANCOVA: dependent variable: LOG (density), factor: protection status, Covariable: LOG (site size).

Art	Habitat	Schutzgeb.	n	Mittelwert	SD	ANCOVA*	p
						F (1df)	
Haematopus ostralegus	Marsch	ja	36	9,95	13,56	0,109	0,743
Haematopus ostralegus	Marsch	nein	11	4,91	8,28		
Haematopus ostralegus	Binnenl.	ja	29	0,67	0,69	0,369	0,545
Haematopus ostralegus	Binnenl.	nein	63	0,41	0,50		
Varellus varellus	Marsch	ja	37	11,52	16,94	0,665	0,419
Varellus varellus	Marsch	nein	7	7,55	7,01		
Varellus varellus	Binnenl.	ja	90	33,86	78,91	18,052	0,000 signifikant
Varellus varellus	Binnenl.	nein	87	4,19	5,07		
Gallinago gallinago	Marsch	ja	42	1,47	2,42	0,209	0,650
Gallinago gallinago	Marsch	nein	11	1,83	3,26		
Gallinago gallinago	Binnenl.	ja	67	2,32	3,44	6,107	0,015 signifikant
Gallinago gallinago	Binnenl.	nein	45	0,98	1,14		
Limosa limosa	Marsch	ja	61	4,11	5,82	0,190	0,663
Limosa limosa	Marsch	nein	88	4,56	9,36		
Limosa limosa	Binnenl.	ja	97	4,20	6,21	8,893	0,009 signifikant
Limosa limosa	Binnenl.	nein	110	2,29	7,50		
Numerius arquata	Marsch	ja	22	0,63	0,68	2,263	0,138
Numerius arquata	Marsch	nein	36	3,09	10,03		
Numerius arquata	Binnenl.	ja	159	3,29	5,86	24,834	0,000 signifikant
Numerius arquata	Binnenl.	nein	203	1,37	1,87		
Tringa totanus	Marsch	ja	84	8,55	13,20	18,179	0,000 signifikant
Tringa totanus	Marsch	nein	87	3,59	8,80		
Tringa totanus	Binnenl.	ja	58	1,68	2,25	5,299	0,023 signifikant
Tringa totanus	Binnenl.	nein	84	1,30	2,43		

die Siedlungsdichte von Kiebitzen, die innerhalb von Schutzgebieten ein Vielfaches der Werte von außerhalb beträgt (Tab. 3.8), lässt sich zumindest nicht ausschließen, dass die Bestände in den Schutzgebieten trotz des Rückgangs seit 1990 noch so nahe an einer Sättigungsgrenze waren, dass Bestandsanstiege kaum mehr möglich waren.

Schutzgebiete im Binnenland wiesen insgesamt deutlich höhere Siedlungsdichten auf als Gebiete ohne Schutz. Dieses Ergebnis lässt sich hinsichtlich der Effizienz der Schutzmaßnahmen nur schwer interpretieren. Im Falle von Bekassine und Brachvogel dürften sich hierin auch die Erfolge des Schutzes widerspiegeln. Es spielt aber sicherlich auch eine – vermutlich sogar größere – Rolle, dass vor allem besonders gut geeignete, das heißt dicht besiedelte Flächen als Schutzgebiete ausgewählt worden waren. In der Nordseemarsch zeigten sich solche Phänomene nicht. Offensichtlich sind hier nicht alle der am besten geeigneten Flächen unter Schutz gestellt worden. Beispiele wie die Halbinsel Eiderstedt in Schleswig-Holstein und verschiedene Gebiete in Niedersachsen belegen dies.

Von der Schutzgebietsausweisung konnten bisher vor allem die Arten profitieren, die durch eine vergleichsweise extensive Grünlandbewirt-

schaftung gefördert werden können (Bekassine, Brachvogel, Rotschenkel). Die Arten, die vor allem sehr offenes, zumindest teilweise kurzrasiges Gelände bevorzugen (Austernfischer, Kiebitz, Uferschnepfe) schienen benachteiligt zu sein.

Auch wenn die Frage nach der Effizienz von Schutzgebietsausweisungen für Wiesenvögel in Deutschland hier nicht mit einem klaren „Ja“ oder „Nein“ zu beantworten ist, zeigt die Analyse, dass die mit dem Zählgebietsmonitoring gewonnenen Daten prinzipiell dazu verwendet werden können, diese und ähnliche Themen sinnvoll zu behandeln. Eine weitergehende Analyse wäre durchaus möglich; sie wird derzeit nicht durch die vorhandenen Bestandsdaten verhindert, sondern dadurch, dass zusätzliche Daten für die Gebiete fehlen. So wäre eine Darstellung der Effizienz bestimmter Agrarumweltprogramme auf Wiesenvögel denkbar und könnte dann durchgeführt werden, wenn die entsprechenden Informationen für die einzelnen Zählgebiete zusammengestellt wären. Auch regionale Analysen für einzelne Bundesländer wären möglich, vorausgesetzt die Arten kommen dort in ausreichender Häufigkeit vor. Das Zählgebietsmonitoring bietet also nicht nur die Möglichkeit, Bestandsverläufe darzustellen, sondern auch Daten zu analysieren und für den Naturschutz relevante Fragen zu beantworten.

3.3 Populationsbiologische Ursachen der Bestandsveränderungen von Wiesenvögeln

Die Größe einer Population wird bestimmt durch die Reproduktionsrate, die Mortalitätsrate sowie Ein- und Auswanderungsraten. Da die meisten der mitteleuropäischen Populationen von Wiesenvögeln zurückgehen, muss entweder die Mortalitätsrate die Reproduktionsrate übersteigen oder es müssen mehr Vögel auswandern als einwandern. Sollte Letzteres der Fall sein, wäre zu erwarten, dass die abwandernden Vögel an einer anderen Stelle wieder auftauchen, es also Gebiete gibt, in denen die Populationen steigen. Da Wiesenvögel in fast allen europäischen Ländern zurückgehen (BirdLife International, 2004; Thorup, 2006) ist dieser Fall weitgehend auszuschließen. Es bleiben die Faktoren Mortalitätsrate und Reproduktionsrate.

3.3.1 Überlebensraten von Wiesenvögeln (Zusammengestellt von Maja Roodbergen, Univ. Wageningen)

Die Überlebensraten von Wiesenvögeln sind aus methodischen Gründen bisher erheblich schlechter untersucht worden als die Reproduktionsraten. Zu der geringen Zahl an Untersuchungen kommen noch methodische Schwierigkeiten hinzu. Die Analyse von Überlebensraten begann mit der Untersuchung von Altersverteilungen der Totfunde beringter Vögel, aus denen altersabhängige Mortalitätsraten berechnet werden konnten, und mit den Wiederfängen lebender beringter Vögel, aus denen Rückkehraten berechnet werden konnten (Lack, 1954). Um die Vögel einzubeziehen, die am Ende der Untersuchungen noch lebten, gibt Haldane (1955) Korrekturwerte an. Diese, von Großkopf (1964) erläuterten und im weiteren Verlauf dieses Kapitels als „alt“ bezeichneten Methoden berücksichtigen nicht die unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten, mit denen beringte Vögel gefunden und gemeldet, bzw. wiedergefangen oder wiedergesehen werden.

Jüngere und umfassendere Methoden, im Verlauf dieses Kapitels mit „neu“ bezeichnet, wurden für Totfunde beringter Vögel von Seber (1970) und für Wiederfänge bzw. Sichtungen lebender markierter Vögel von Cormack (1964), Jolly (1965) und Seber (1965) entwickelt. Diese Methoden schätzen jeweils sowohl die Melderate als auch die Mortalitätsrate bzw. die Wiedersichtungsrate und die lokale Überlebensrate. Der Unterschied im Ergebnis bei der Anwendung alter und neuer Methoden illustriert die Studie von

Catchpole et al. (1999), der mit neuen Methoden dieselben britischen Ringfundes des Kiebitz' analysierte wie Peach et al. (1994) mit alten Methoden und zu einer jährlichen Überlebensrate von 0,812 gegenüber 0,75 kam.

Wie bereits oben erwähnt, können die Berechnungen der Überlebensraten sowohl auf Totfunden, Wiederfängen oder Wiedersichtungen markierter Vögel beruhen. Alle Datentypen haben ihre Vor- und Nachteile und können zu unterschiedlichen Ergebnissen führen (Francis & Cooke, 1993). Die räumliche und zeitliche Skala, in der Totfunde gesammelt werden (viele Jahre, Verbreitungsgebiet der Art), ist gewöhnlich viel größer, als im Falle von Wiederfängen und -sichtungen (Projektdauer, Untersuchungsgebiet). Wegen der begrenzten Ausdehnung der Untersuchungsgebiete kann bei den meisten Wiederfang- bzw. Wiedersichtungsprogrammen nicht zwischen Abwanderung und Mortalität unterschieden werden, so dass nur die sogenannten lokalen Überlebensraten berechnet werden können. Die lokalen Überlebensraten sind typischerweise geringer als die tatsächlichen Überlebensraten. Der Fehler sinkt mit steigender Ortstreue der untersuchten Populationen. Bei den Totfunden kann die Heterogenität der Fundraten die Analyse komplizieren. Wenn die Ortstreue hoch und die Fundwahrscheinlichkeit gering ist (wie bei vielen nicht-jagdbaren Arten), ist die Analyse von Wiederfängen bzw. -sichtungen effektiver.

Die Kombination von Totfund- und Wiederfang/sichtungsdaten erhöht die Robustheit der Ergebnisse. Burnham (1993) entwickelte eine entsprechende Methode, die Schätzungen der tatsächlichen Überlebensrate, der Fundrate, der Wiedersichtungsrate und der Ortstreue erlaubt. Da die Berechnungen zunehmend kompliziert werden, stehen verschiedene Softwarepakete zur Verfügung (White & Burnham, 1999).

Die Verwendung verschiedener Methoden macht es schwer, zwischen Studien zu vergleichen. Ältere Daten müssten mit neuen Methoden re-analysiert werden damit Trends in Überlebensraten entdeckt werden können. In diesem Kapitel versuchen wir einen kompletten Überblick der verfügbaren Untersuchungen zu Überlebensraten von fünf Wiesenvogelarten zu geben. Ziel ist es im Vergleich zu den Reproduktionsraten herauszufinden, welcher der demographischen Faktoren sich in den letzten Jahrzehnten gewandelt hat und den starken Rückgang der Wiesenvogelbestände ausgelöst hat.

Austernfischer

Überlebensraten von Austernfischern waren bereits Gegenstand zahlreicher Studien. Keine davon bezog sich jedoch ausschließlich auf Populationen, die auf binnenländischen Feuchtwie-

sen brüteten und nur wenige umfassten neben den Küstenvorkommen auch noch Austernfischer auf küstennahen Wiesen. In allen Untersuchungen, die sich auf Daten vor 1977 beziehen, wurden alte Methoden verwendet. Wenn nur jüngere Studien mit neuen Methoden berücksichtigt werden, ergibt sich folgendes Bild: Die Schätzungen für die Überlebensrate im ersten Lebensjahr variieren von 0,275 für das gesamte Niederländische Wattenmeer (Minimum 0,11; Maximum 0,48) und 0,44-0,61 für die Insel Schiermonnikoog. Für das zweite Lebensjahr schwanken die Schätzungen um 0,65 mit einer Variationsbreite von 0,18 bis 0,92. Die Überlebensrate der Altvögel betrug 0,851 bis 0,96, wobei sie in Jahren mit strengen Wintern und/oder Nahrungsmangel darunter liegen konnte (Tab. 3.9). Die Überlebensrate der Altvögel scheint sich in den vergangenen 30 Jahren nicht wesentlich verändert zu haben. Lediglich in drei Küstenlebensräumen, nämlich auf Schiermonnikoog, dem Wattenmeer und im Exe Ästuar in England nahm sie ab. Im ersten Fall vermuten die Autoren permanente Abwanderung (also keine tatsächliche Mortalität), im zweiten Fall Nahrungsmangel und die Strenge der Winter und im dritten Fall eine Dichteabhängigkeit der Mortalität bei steigender Populationsgröße als mögliche Ursachen (Quellen siehe Tab. 3.9).

Kiebitz

Die meisten Untersuchungen (vier von sieben) basieren auf britischen Ringwiederfinden. In nur einem Fall wurden Sichtungen farbberingter Kiebitze verwendet um die Überlebensraten der Altvögel zu untersuchen. Die neueste Studie basiert auf Beringungsdaten aus den Jahren 1963 bis 1998. Es gibt keine neueren Ergebnisse aus den vergangenen neun Jahren.

Bei der Betrachtung aller verfügbaren Studien reichen die gemessenen Überlebensraten der Altvögel von 0,6 bis zu 0,83 und die der Jungvögel im ersten Lebensjahr von 0,56 bis 0,63 (Tab. 3.10). Nach Catchpole et al. (1999), Peach et al. (1994) sowie King et al. (in Vorbereitung) hängen bei Jung- und Altvögeln die Überlebensraten auch von der Härte des Winters ab. Peach et al. (1994) stellten fest, dass die Überlebensrate der Altvögel von 0,66 im Zeitraum 1930 – 1961 auf 0,75 im Zeitraum 1961-1988 anstieg. Allerdings ging dieser Anstieg einher mit der Verwendung eines härteren Materials für die Ringe, so dass ein methodisches Artefakt vorliegen könnte.

Sowohl Catchpole et al. (1999) als auch King et al. (in Vorbereitung) führen an, dass die Fundraten während der Untersuchungszeiträume (1963-1992 bzw. 1962-1998) zurückgingen. Die Autoren fanden keinen Trend bei den Überlebensraten und schätzten diese auf ca. 0,82. Keine der übrigen Studien geben Trends in den Überle-

bensraten an. Mit der Hilfe von Ringfunddaten und verschiedenen Populationsmodellen konnten Besbeas et al. (2002) und King et al. (in Vorbereitung) zeigen, dass der Bestandsrückgang des Kiebitzes in England am wahrscheinlichsten durch einen Rückgang der Reproduktion und nicht der Überlebensrate verursacht wurde. Im Vergleich der verschiedenen Studien zeigt sich, dass die Überlebensrate der Altvögel offensichtlich nicht zurückgegangen ist. Die Verbesserung der Methoden führte in den letzten Jahren zur Publikation höherer Überlebensraten.

Uferschnepfe

Die verfügbaren Studien an der Unterart *L. l. limosa* wurden fast ausschließlich in den Niederlanden durchgeführt. Die Untersuchung von Gill et al. (2001) gibt eine Schätzung für die Isländische Uferschnepfe *L. l. islandica*, deren Bestände im Gegensatz zu *L. l. limosa* zunehmen. Nach Ausschluss älterer und mit alten Methoden gewonnener Daten in Boyd (1962) und Glutz von Blotzheim et al. (1975) schwankten die Angaben für die Überlebensraten im ersten Lebensjahr zwischen 0,19 und 0,4, während die für die Altvögel zwischen 0,77 und 0,95 lagen (Tabelle 3.11). Van Noordwijk & Thompson (im Druck), die einzige langfristige Untersuchung, berichtet über einen Rückgang der Überlebensraten zwischen 1995 und 2000. Die Genauigkeit der Schätzungen ist jedoch wegen zurückgehender Stichprobenumfänge und Fundraten niedrig. Unter der Berücksichtigung aller Daten scheint sich die Überlebensrate der Altvögel in den letzten 30 Jahren kaum verändert zu haben. Die Angaben zu Überlebensraten im ersten Lebensjahr sind zu rar und zu heterogen, um Schlüsse daraus zu ziehen. Es sei darauf hingewiesen, dass die jüngsten Daten zur jährlichen Überlebensrate von *L. l. limosa* im Bereich der Überlebensraten der prosperierenden Isländischen Uferschnepfen liegen, so dass kaum angenommen werden kann, dass der gegenwärtige Bestandsrückgang durch einen Rückgang in der Altvogel-Überlebensrate verursacht worden ist.

Großer Brachvogel

Jüngere Daten (ab 1992) zu Überlebensraten von Brachvögeln fehlen. Dies bedeutet gleichzeitig, dass es überhaupt keine verlässlichen Überlebensraten gibt, da alle älteren Studien mit alten Methoden arbeiteten. Zudem war nicht klar, in welchem Habitat die untersuchten Brachvögel brüteten.

Die publizierten Überlebensraten der Altvögel schwankten zwischen 0,72 und 0,88, die zweijährigen Vögel zwischen 0,33 und 0,63 und die der Vögel im ersten Lebensjahr zwischen 0,34 und 0,47 (Tab. 3.12). Schätzungen, die auf neueren (1985 –1992) Untersuchungen der Rück-

Tabelle 3.9. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Austernfischern. Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Totfund; (Lack) bzw. (Haldane): Methoden von Lack bzw. Haldane ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) Durell, 2007, 2) Oosterbeek et al., 2006, 3) Van de Pol et al., 2006, 4) Atkinson et al., 2005, 5) Atkinson et al., 2003, 6) Neve and Van Noordwijk, 1997, 7) Kersten and Brenninkmeijer, 1995, 8) Le V. Dit Durell et al., 2000, 9) Hulscher, 1989, 10) Safriel et al., 1984, 11) Harris, 1970, 12) Schnakenwinkel, 1970, 13) Boyd, 1962, 14) Grosskopf, 1964, 15) Jungfer, 1954 in Boyd, 1962.

Table 3.9. Estimates of survival rates of adult (a) and juvenile (j) Oystercatchers. Explanations: m: males; f: female. Method : L = live resightings, (r) = return rate only, not corrected for resighting probability, D = dead recoveries, (Lack) or (Haldane)= Lack's or Haldane's method, not corrected for reporting probability.

Land	Lebensraum	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Beringungen	Anzahl Wiederfunde	Überlebensrate 1. Lebensjahr	Überlebensrate Altvögel	Trend der Überlebensrats	Populationstrend	Bemerkungen	Quellen
England	Küste	Brutzeit und Winter	2002-2008	L(r)	m 332			0.91 m, 0.84 f		D-	Wiedersichtungsrate 100%, Sommer- und Winterüberlebensraten angegeben	1
Niederlande	Küste und Grünland	Brutzeit	1984-2005	L		214		0.873 (strenge Winter: 0.86 in '85, 0.94 in '86, 0.82 in '87, 0.56 in '96, 0.81 in '97)		D- + 2000	Altvogelüberlebensrate möglicherweise wegen Abwanderung möglicherweise unterschätzt	2
Niederlande	Küste	Brutzeit	a 1984-2003	a L, j C	a 553, j 7		0.546	0.925 (Trend: 0.98 in '84, 0.91 in '04, strenge Winter: 0.965 in '85 und '86, 0.785 in '87, 0.70 in '96 und 0.87 in '97)	a-, j 0	-	Populationsrückgang wahrscheinlich durch Abwanderung verursacht	2
Niederlande	Küste	Brutzeit	a 1985-2004	a L			0.44 - 0.81 (aus Habitaten geringer Qualität)	0.73 (2. Kalenderjahr), 0.96 (>2. Kalenderjahr)			Überlebensrate Immaturen: 0.45 m, 0.30 f und 0.32 in schlechten, 0.41 in guten Habitaten	3
Wales	Küste	Winter	1980-2003	D		7292		0.91 (0.88 in '89, '90+'93)		D- späte '90er, + '00-'02, (wegen neuer Muschelkulturen?)	Drei Jahre mit geringerer Überlebensrate (weniger Heutz- und Miesmuscheln wegen Überfischung)	4
England	Küste	Brutzeit + Winter	1988-1998	D		Ca. 44000		0.89		D+ + '88, -> '88	Abhängig von der Strenge des Winters und vom Nahrungsangebot, Sommer-Winter, ja	5
Niederlande	Küste (und Grünland?)	Brutzeit + Winter	1980-1998	L+C	13564	895 lebend, 1258 tot	0.275 (0.11-0.48)	0.645 (2. Kalenderj.), 0.18 in '83, 0.82 in '86, 0.851 (> 2. Kalenderj.), 0.71 in '87 to 0.94 in '84)			Abhängig von der Mytilus-Dichte und Zahl der Frosttage	6
Niederlande	Küste	Brutzeit	1985-1991	L(r)		120	48	0.53, 0.1 in strengem Winter '86/'87				7
England	Küste	Winter	1978-1991	L		2578 Vogeljahre		0.891 (0.81 in '78, 0.87 in '91)			Dichtabhängigkeit	8
Niederlande	Küste	Brutzeit	1983-1989	L(r)		1407 Vogeljahre		0.90				9
Wales	Küste	Brutzeit	1984-1977	L(r)		243	1342 lebend, 41 tot	0.902 (0.833 in '83/'84, 0.97 in '87/'88)		D	D Rückkehrrate der Nichtbrüter und der erfolglosen Männchen niedriger (0.30, 0.32 und 0.77), teilweise dieselben Daten wie Harris (1970)	10
Wales		Brutzeit	1983-1989	L(r)		ca. 50		0.92 (0.87-0.98)		D		11
Deutschland	Küste	Brutzeit	1949-1962	L(r)		1982	1809	0.5 (1. und 2. Kalenderjahr)	0.937	D+ + '86		12
Niederlande	Küste und Grünland		1925-1996	D(Lack)			138	0.64	0.841			13
Deutschland	Küste	Brutzeit	1949-1955	L(r)		215		0.925 (0.89 in '54, 0.97 in '52)				14
Schweden & Norwegen	Küste		<=1954	D(Lack)			31	0.70				15
Deutschland	Küste	Brutzeit?	1949-1953	L(r)		143		0.86				15
Dänemark	Küste (und Grünland)		1920-1946	D(Lack)			26	0.738				15

Tabelle 3.10. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Kiebitzen. Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Todfund; (Lack) bzw. (Haldane): Methoden von Lack bzw. Haldane ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) King et al., in prep., 2) Besbeas et al., 2002, 3) Berg et al., 2002, 4) Catchpole et al., 1999, 5) Peach et al., 1994, 6) Bak and Ettrup, 1982, 7) Haldane 1955 in Boyd, 1962, 8) Kraak et al., 1940.

Table 3.10. Estimates of survival rates of adult (a) and juvenile (j) Lapwings. Explanations: m: males; f: female. Method : L = live resightings, (r) = return rate only, not corrected for resighting probability, D = dead recoveries, (Lack) or (Haldane)= Lack's or Haldane's method, not corrected for reporting probability. Sources: 1) King et al., in prep., 2) Besbeas et al., 2002, 3) Berg et al., 2002, 4) Catchpole et al., 1999, 5) Peach et al., 1994, 6) Bak and Ettrup, 1982, 7) Haldane 1955 in Boyd, 1962, 8) Kraak et al., 1940.

Land	Lebensraum	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Be- ringungen	Anzahl Wieder- funde	Überlebens- rate 1. Lebensjahr	Überlebens- rate Altvögel	Trend der Überlebens- rate	Populations- trend	Quelle	Bemerkungen
Grossbritannien	Grünland	Brutzeit	1963- 1998	D			0.63 (0.53- 0.66)	0.82 (0.70- 0.87)	0	-	1 und 2	Teilweise dieselben Daten wie in Peach et al., 1994 und Catchpole et al., 1999, sowohl Alt- als auch Jungvogelüberlebensrate korreliert mit Winterwetter
Schweden	Grünland	Brutzeit	1987- 1994	L(r)	127			0.74 (0.66- 0.88)		0	3	
Grossbritannien	Grünland	Brutzeit	1963- 1992	D	95186	670		0.828		0	4	Teilweise dieselben Daten wie in Peach et al., 1994, Überlebensrate im 1. Jahr korreliert mit Frost im Herbst, Altvogel-Überlebensrate mit Schnee im Winter
Grossbritannien	Grünland	Brutzeit	1930- 1988	D		a 1085, j 48		0.812		0	4	Dieselben Daten '61-'90 aus Peach et al., 1994 Korrelation mit Winterbodentemperatur und Regen, geringere Altvogel-Überlebensrate vor 1960, Ringverluste?
Grossbritannien	Grünland	Brutzeit	1930- 1988	D(Haldane)		a 1085, j 48	0.6	0.71 ('30-'88), (0.66 in '30- '61, 0.75 in '61- '88)	a +, j (-)	-	5	
Dänemark	Grünland		1920- 1978	D(Lack)		921	0.56	0.67			6	Konstant für alle Altersgruppen
Grossbritannien	Grünland		<=1952	D(Haldane?)		728	0.58	0.66			7	
Europa	Grünland		<=1938	D(Lack)		978	0.6	0.6			8	

Tabelle 3.11. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Uferschnepfen. Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Totfund; (Lack) bzw. (Haldane): Methoden von Lack bzw. Haldane ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) Schroeder, pers. comm., 2) Roodbergen et al., in prep., 3) Gill et al., 2001, 4) Van Noordwijk and Thomson, in press, 5) Groen and Hemerik, 2002, 6) Beintema and Drost, 1986, 7) Glutz von Blotzheim et al., 1975, 8) Boyd, 1962.

Table 3.11. Estimates of survival rates of adult (a) and juvenile (j) Black-tailed Godwits. Explanations: m: males; f: female. Method : L = live resightings, (r) = return rate only, not corrected for resighting probability, D = dead recoveries, (Lack) or (Haldane)= Lack's or Haldane's method, not corrected for reporting probability. Sources: 1) Schroeder, pers. comm., 2) Roodbergen et al., in prep., 3) Gill et al., 2001, 4) Van Noordwijk and Thomson, in press, 5) Groen and Hemerik, 2002, 6) Beintema and Drost, 1986, 7) Glutz von Blotzheim et al., 1975, 8) Boyd, 1962.

Land	Lebens-raur	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Be-ringungung	Anzahl Wieder-funde	Überlebens-rate 1. Lebensjahr	Überlebens-rate Altvögel	Trend der Über-lebensratr	Populations-trenc	Bemerkungen	Quelle
Niederlande	Grünland	Brutzeit	2004-2005	L	123			0.96		0		1
Niederlande	Grünland	Brutzeit	2002-2005	L+C	78			0.81		0	-? in Blokland, 0 in übrigen Gebieten	2
Niederlande	Grünland	Brutzeit	2002-2005	L+C	54			0.93		0		2
Island	Grünland	Brutzeit + Winter	1995-2000	L				0.87-0.94			+ssp islandica, Überwinterungsgebiete geringer u. hoher Qualität	3
Niederlande	Grünland	Brutzeit	1960-2000	D	a 3812, j 33315		0.36	0.77	a -? von '95-'00, j {			4
Niederlande	Grünland	Brutzeit	1984-1987	L a, L(r) j	a 88, j 25		0.19	0.81 (0.78 in '85/'86 bis 0.84 in '86/'87)				5
Niederlande	Grünland	Brutzeit	1974-1980	D	a 693, j 734	a 21, j 10	0.4	0.8				6
Niederlande	Grünland		?, < 1977				0.624	0.68 (2. Kalenderj.), 0.63 (>2. Kalenderj.)				7
u. a. Niederlande, Dänemark	Grünland		<= 1952	D(Lack)		63	?0.70	0.697				8

kehraten beruhten, lagen tendenziell höher als diejenigen, die auf älteren Ringfundanalysen (Daten 1909-1975) basierten. Schlüsse über Trends können hieraus jedoch wegen der erwähnten methodischen Schwierigkeiten nicht gezogen werden.

Rotschenkel

Fast alle Studien fanden in Küstenlebensräumen statt. Die jüngsten Untersuchungen stammen aus dem Winter, so dass nicht klar war, ob die Rotschenkel auf Feuchtwiesen oder auf Salzwiesen brüteten. Alle jüngeren Untersuchungen basieren auf Wiedersichtungen farblich markierter Rotschenkel. Es gibt keine Angaben zu Überlebensraten aus dem Zeitraum 1959 bis 1974, einer Zeit, in der es vielen Wiesenvogelpopulationen sehr gut ging.

Lediglich Großkopf (1964) und Boyd (1962) gaben Schätzung der Überlebensrate im ersten Lebensjahr ab, die allerdings sehr unterschiedlich ausfielen 0,71 bzw. 0,45. Insley et al. (1997) berechneten altersspezifische Mortalitätsraten. Da aber ihre Untersuchung im Winter durchgeführt wurde, konnten keine Küken beringt werden und somit keine Überlebensrate für das erste Jahr festgelegt werden. Die Überlebensrate nahm mit zunehmenden Alter zu - über 0,43 im zweiten Lebensjahr (bei sehr hohen jährlichen Schwankungen zwischen 0,06 und 0,84), 0,67 im dritten Kalenderjahr bis zu 0,74 bei älteren Rotschenkeln. Unter Berücksichtigung lediglich der mit neuen Methoden erzielten Ergebnisse schwanken die Überlebensraten alter Rotschenkel zwischen 0,73 und 0,93 (Tab. 3.13).

Es gibt keine Hinweise darauf, dass sich die Überlebensraten der Rotschenkel in den vergangenen 30 Jahren verändert haben. Sie sanken lediglich in einer Studie, nachdem Rotschenkel durch den Abschluss einer Flutmauer und Habitatverlusten aus der Bucht von Cardiff verdrängt worden waren (Burton et al., 2006). In derselben Arbeit wird von einer zunehmenden Überlebensrate in Nordwales berichtet, die nicht mit der Eindeichung in Verbindung stand.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Vergleich zur Reproduktionsdaten sind verlässliche Angaben zu Überlebensraten alter und besonders junger Wiesenvögel sehr rar. Unterschiede zwischen den Methoden und den Daten (Ringfunde gegenüber Wiedersichtungen) können Trends in den Überlebensraten überdecken. Bei drei der fünf hier untersuchten Arten (Austernfischer, Großer Brachvogel und Kiebitz) dürfte der größte Teil der für die Studien untersuchten Individuen nicht auf Feuchtwiesen, sondern in anderen Lebensräumen gebrütet haben. Ein weiteres Problem bei Untersuchungen von Überlebensraten dürfte generell darin bestehen, dass die meisten Vögel dort markiert worden sind, wo sie am

häufigsten sind. Dies sind aber oft die Gebiete mit höherer Habitatqualität. Die Überlebensraten könnten dort höher sein als in Habitaten mit geringerer Qualität (Gill et al., 2001). Diese mögliche Verzerrung dürfte aber zu allen Zeiten aufgetreten sein und hat demnach vermutlich keine Auswirkungen auf mögliche Trends von Überlebensraten.

Zusammenfassend lässt sich trotz der methodischen Schwierigkeiten festhalten, dass es für keine der betrachteten Arten klare Hinweise auf ein Sinken der Überlebensraten während der vergangenen 30 Jahre gibt. Um die Frage nach Trends endgültig zu klären, ist allerdings eine erneute statistische Analyse der älteren Daten mit neuen Methoden erforderlich.

3.3.2 Reproduktionen von Wiesenvögeln

Es konnten insgesamt 1.723 Datensätze (Schlupf- bzw. Bruterfolgsraten pro Jahr und Gebiet) aus folgenden Ländern ausgewertet werden: Belgien (1), Dänemark (128), Deutschland (1.248), Finnland (5), Großbritannien (87), Niederlande (147), Russland (2), Schweden (31), Schweiz (47), Tschechien (19), Ungarn (5). Für Alpenstrandläufer, Kampfläufer und Bekassine lagen zu wenig Daten vor, so dass diese Arten unberücksichtigt blieben.

Für Kiebitze, Uferschnepfen und Große Brachvögel stellte sich heraus, dass sich sowohl Schlupfraten als auch Bruterfolgsraten signifikant zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten unterschieden (Tab. 3.14). Streng genommen können damit die Daten aus einem Gebiet nicht als unabhängig angesehen werden. Da aber gleichzeitig in den meisten Fällen (Ausnahmen: Schlupferfolg Uferschnepfe und Bruterfolg Kiebitz) der Faktor „Jahr“ einen signifikanten Einfluss ausübte, schien es gerechtfertigt zu sein, für die folgenden Trendberechnungen alle Daten zusammenzufassen. Um auszuschließen, dass errechnete zeitliche Trends nur auf lokalen Unterschieden beruhen, wurde - sofern es möglich war - zusätzlich überprüft, ob die ermittelten Trends auch innerhalb einzelner Gebiete zu beobachten waren.

Austernfischer

Der Schlupferfolg des Austernfischers (Tab. 3.15) nahm im Laufe der Zeit zu, allerdings statistisch nicht signifikant. Der Schlupferfolg hing nicht signifikant mit dem Schutzstatus der Untersuchungsgebiete zusammen. Bezüglich der Verluste durch die Landwirtschaft und durch Prädatoren zeigten sich entgegengesetzte Entwicklungen. Verluste durch die Landwirtschaft nah-

Tabelle 3.12. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Großen Brachvögeln. Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Todfund; (Lack) bzw. (Haldane): Methoden von Lack bzw. Haldane ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) Berg, 1994, 2) Kipp, 1982, 3) Kipp, 1982; Ylismaunu et al., 1987, Berg, 1994 and Grant unpubl. data in Grant et al., 1999, 4) Bainbridge and Minton, 1978, 5) Speek in Glutz von Blotzheim et al., 1984, 6) Boyd, 1962.

Table 3.12. Estimates of survival rates of adult (a) and juvenile (j) Curlews. Explanations: m: males; f: female. Method : L = live resightings, (r) = return rate only, not corrected for resighting probability, D = dead recoveries, (Lack) or (Haldane)= Lack's or Haldane's method, not corrected for reporting probability. Sources: 1) Schroeder, pers. comm., 2) Roodbergen et al., in prep., 3) Gill et al., 2001, 4) Van Noordwijk and Thomson, in press, 5) Groen and Hemerik, 2002, 6) Beintema and Drost, 1986, 7) Glutz von Blotzheim et al., 1975, 8) Boyd, 1962.

Land	Lebens-raum	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Be-ringungen	Anzahl Wieder-funde	Überlebens-rate 1. Lebensjahr	Überlebens-rate Altvögel	Trend der Über-lebensrats	Populations-trenc	Bemerkungen	Quelle
Schweden	Grünland und Acker	Brutzeit	1985-1992	L(r)	72			0.82 (0.59 - 0.92)	0+		m=f	1
Deutschland	Grünland	Brutzeit	1973-1980	L(r)	218			0.885	-			2
Deutschland, Schweden, Finnland, N-Irland	Grünland + ?	Brutzeit	2-6 Jahre, <1992	L(r)				0.82-0.88			4 unterschiedliche Studien, incl. der beiden oben	3
Grossbritannien		Brutzeit	1909-1975	D(Lack)		287	0.47	0.63 (2. Kalenderjahr), 0.74 (>2. Kalenderjahr)				4
Niederlande		Brutzeit	1969-1974	D(Lack)		137	0.34	0.72				5
Grossbritannien, Schweden, andere Länder			<1950	D(Lack)		154	0.38	0.33 (2. Kalenderjahr), 0.75 (>2. Kalenderjahr)				6

Tabelle 3.13. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Rotschenkeln. Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Totfund; (Lack) bzw. (Haldane): Methoden von Lack bzw. Haldane ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) Ottvall, 2005, 2) Burton et al., 2006, 3) Insley et al., 1997, 4) Moss, 1985, in Burton, 2000, 5) Thompson and Hale, 1993, 6) Jackson, 1988 in Burton, 2000, 7) Boyd, 1962, 8) Grosskopf, 1964, 9) Grosskopf, 1959.

Table 3.13. Estimates of survival rates of adult (a) and juvenile (j) Redshenks. Explanations: m: males; f: female. Method : L = live resightings, (r) = return rate only, not corrected for resighting probability, D = dead recoveries, (Lack) or (Haldane)= Lack's or Haldane's method, not corrected for reporting probability. Sources: 1) Schroeder, pers. comm., 2) Roodbergen et al., in prep., 3) Gill et al., 2001, 4) Van Noordwijk and Thomson, in press, 5) Groen and Hemerik, 2002, 6) Beintema and Drost, 1986, 7) Glutz von Blotzheim et al., 1975, 8) Boyd, 1962.

Land	Lebensraum	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Beringungen	Anzahl Wiederfunde	Überlebens-rate 1. Lebensjahr	Überlebensrate Altvögel	Trend der Überlebensrate	Populations-trend	Bemerkungen	Quelle
Schweden	Grünland	Brutzeit	1997-2003	L	164			0.797	0	0	m=f	1
England	Küste	Winter	1997-2003	L	512			0.85 (vor Deichschluss <'99), 0.78 (nach Deichschluss >'99)	- (nach Deichschluss)	- (nach Deichschluss)		2
England	Küste	Winter	1991-2003	L	58			0.86	0	+	(nach Deichschluss)	2
Wales		Winter	1988-2003	L				0.73 (<'99), 0.93 (>'99)	+			2
England	Küste	Winter	1996-1998	L	119			0.82 (0.81 in '96/'97 und 0.83 in '97/'98)				2
Schottland	Küste	Winter	1978-1994	L	1358 j, 1680 a			0.43 (0.06-0.84, 2. Kalenderj.), 0.67 (3. Kalenderj.), 0.74 (>3. Kalenderj.)	0	0		3
Wales		Winter	1983-1984	L(?)				0.82			Alter unbekannt	4
England	Küste	Brutzeit	1974-1984	L	1084			0.72 (f), 0.75 (m)	0	+	('78-'82), - ('82-'85)	m=f 5
Schottland		Brutzeit	? < 1988	L(r)				0.75 (f), 0.77 (m)			m=f	6
Schweden			<= 1958	D(Lack)		55	0.45	0.69				7
Deutschland	Küste	Brutzeit?	1955-1957	L(r)	390			0.75		+		8
Deutschland	Küste	Brutzeit?	1955-1957	D(Lack)	47			0.56 (0.47 in '57, 0.64 in '55)		+		8
Deutschland		Brutzeit	1955-1957	L(r)				0.70		+		9

Art	Faktor	Schlupferfolg			Bruterfolg		
		df	F	P	df	F	P
Austernfischer	Gebiet	4	3,15	0,29			
	Jahr	29	0,47	0,052			
Kiebitz	Gebiet	17	2,74	0,001	12	8,12	0,000
	Jahr	58	1,52	0,026	19	1,48	0,11
Uferschnepfe	Gebiet	8	2,93	0,007	13	2,31	0,009
	Jahr	22	1,68	0,055	19	2,30	0,003
Brachvogel	Gebiet	4	4,83	0,006	33	3,06	0,000
	Jahr	18	3,00	0,007	35	2,45	0,000
Rotschenkel	Gebiet	3	2,48	0,10			
	Jahr	20	2,67	0,032			

Tabelle 3.14. Ergebnissen von der ANOVAS zur Überprüfung des Einflusses der Faktoren „Gebiet“ und „Untersuchungsjahr“ auf den Schlupferfolg und den Bruterfolg von Wiesenvögeln. Es wurden nur Gebiete mit Daten aus mindestens vier Untersuchungsjahren verwendet.

Table 3.14. Influence of location and year on hatching success and breeding success of meadow birds. Results of ANOVAs. Only sites with at least four data sets.

men (nicht signifikant) ab und waren in Schutzgebieten signifikant geringer als außerhalb von Schutzgebieten, Verluste durch Prädatoren nahmen hingegen (nicht signifikant) zu und waren innerhalb von Schutzgebieten signifikant höher als außerhalb von Schutzgebieten.

Kükenüberlebensraten und Bruterfolg nahmen jeweils signifikant ab und waren jeweils in Schutzgebieten signifikant niedriger als außerhalb von Schutzgebieten (Tab. 3.15; Abb. 3.26).

Kiebitz

Die Schlupfraten des Kiebitz gingen seit den 1950er Jahren im Durchschnitt deutlich und statistisch signifikant zurück (Tab. 3.16). Allerdings zeigten sich die Rückgänge kaum innerhalb der Gebiete. In neun der 18 Gebiete mit Daten aus vier oder mehreren Jahren gab es positive Ent-

wicklungen der Schlupferfolgswerten, in den übrigen negative. In Schutzgebieten waren die Schlupferfolge signifikant niedriger als außerhalb von Schutzgebieten (Tab. 3.16).

Verluste durch die Landwirtschaft zeigten keinen signifikanten zeitlichen Trend, waren aber in Schutzgebieten deutlich und signifikant niedriger als außerhalb (Abb. 3.27, Tab. 3.17). Die Prädationsraten stiegen mit der Zeit deutlich an, und waren in Schutzgebieten größer als außerhalb, allerdings statistisch nicht signifikant (Abb. 3.27, Tab. 3.16).

Die Überlebensraten der Küken gingen ebenfalls signifikant zurück. Einen statistisch signifikanten Zusammenhang mit dem Schutzstatus gab es nicht.

Der Bruterfolg des Kiebitzes unterschied sich signifikant zwischen den Jahren und den Gebieten (Tab. 3.14). Er zeigte bis 1999 einen hochsi-

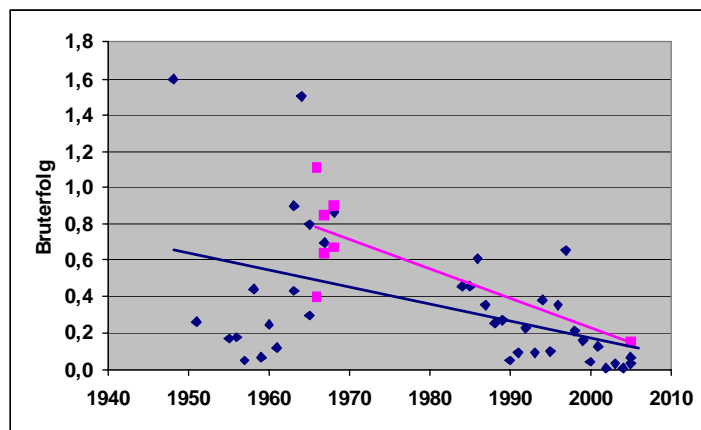


Abbildung 3.26. Entwicklung der Bruterfolgswerten des Austernfischers in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die Linien symbolisieren die jeweiligen Regressionsgeraden.

Figure 3.26. Breeding success of Oystercatchers in Central Europe. Each symbol shows one record of breeding success (mean number of fledged chicks per pair in one site in one year). Violet symbols: unprotected sites; dark blue symbols: protected sites. The lines show the regression lines for unprotected and protected sites.

Tabelle 3.15. Ergebnisse von ANCOVAs zur Analyse des Trends (Kovariablen) brutbiologischer Parameter des Austernfischers und des Einflusses des Schutzstatus der Untersuchungsgebiete (Faktor).

Table 3.15. Influence of trends (covariable) and protection status on reproduction parameters of Oystercatchers. Results of ANCOVAs.

Austernf.	Schlupferfolg			Landw. Verl.			Prädation			Kükenüberl.			Bruterfolg		
	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P
Trend	1	0,21	0,65	1	0,01	0,94	1	2,81	0,13	1	8,94	0,008	1	12,9	0,001
Schutzstatus	1	1,12	0,29	1	21,0	0,000	1	4,85	0,04	1	7,20	0,016	1	3,20	0,08
Modell	2	0,88	0,42	2	13,1	0,000	2	6,68	0,004	2	5,41	0,015	2	9,35	0,000

Tabelle 3.16. Ergebnisse von ANCOVAs zur Analyse des Trends (Kovariablen) brutbiologischer Parameter des Kiebitzes und des Einflusses des Schutzstatus der Untersuchungsgebiete (Faktor).

Table 3.16. Influence of trends (covariable) and protection status on reproduction parameters of Lapwings. Results of ANCOVAs.

	Schlupferfolg			Landw. Verl.			Prädation			Kükenüberl.			Bruterfolg		
	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P
Zeit	1	5,75	0,017	1	0,64	0,426	1	23,7	0,000	1	10,3	0,002	1	10,9	0,001
Schutzstatus	1	5,41	0,021	1	24,7	0,000	1	1,20	0,28	1	0,51	0,48	1	11,5	0,001
Modell	2	14,0	0,000	2	13,9	0,000	2	18,7	0,000	2	8,49	0,000	2	18,2	0,000

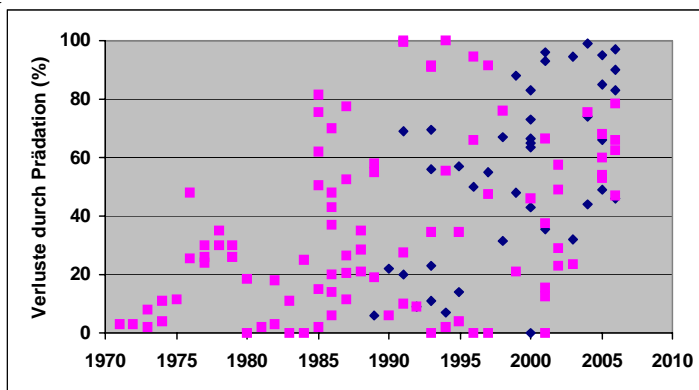
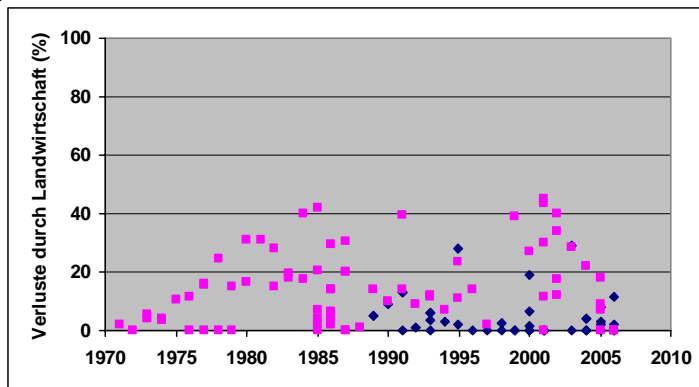


Abbildung 3.27. Gelegeverluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten (oben) und Prädation (unten) bei mitteleuropäischen Kiebitzen. Jedes Symbol steht für eine Messung der Verlustrate in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete.

Figure 3.27. Losses of Lapwing clutches due to farming activities (above) and due to predation (below). Violet symbols: unprotected sites; dark blue symbols: protected sites.

gnifikanten Rückgang, der vor allem auf Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zurückzuführen war, sich aber nicht so deutlich innerhalb einzelner, länger kontrollierter Gebiete manifestierte. Dort wurden sieben Mal Rückgänge und sechs Mal Bestandsanstiege registriert. Die Erfolgsraten gingen besonders in ungeschütz-

ten Gebieten zurück, während sie in Schutzgebieten leicht anstiegen (Abb. 3.28). Insgesamt blieb der Bruterfolg in Schutzgebieten signifikant schlechter als außerhalb. Seit dem Jahr 2000 verblieb der Bruterfolg etwa auf gleichem Niveau, ohne dass sich ein signifikanter Einfluss des Schutzstatus zeigte.

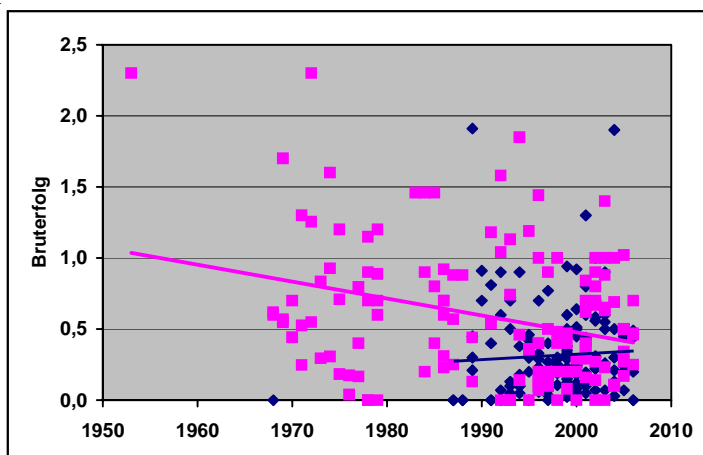


Abbildung 3.28. Entwicklung der Bruterfolgsraten des Kiebitzes in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die Linien symbolisieren die jeweiligen Regressionsgeraden.

Figure 3.28. Breeding success of Lapwings in Central Europe. Each symbol shows one record of breeding success (mean number of fledged chicks per pair in one site in one year). Violet symbols: unprotected sites; dark blue symbols: protected sites. The lines show the regression lines for unprotected and protected sites.

Tabelle 3.17. Ergebnisse von ANCOVAs zur Analyse des Trends (Kovariablen) brutbiologischer Parameter der Uferschnepfe und des Einflusses des Schutzstatus der Untersuchungsgebiete (Faktor) (*bis 1999).

Table 3.17. Influence of trends (covariable) and protection status on reproduction parameters of Black-tailed Godwits. Results of ANCOVAs

Uferschnepfe	Schlupferfolg			Landw. Verl.			Prädation			Kükenüberl.			Bruterfolg*		
	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P
Zeit	1	4,07	0,046	1	13,4	0,001	1	0,09	0,77	1	0,00	0,98	1	10,2	0,002
Schutzstatus	1	0,29	0,59	1	14,3	0,001	1	1,94	0,18	1	0,07	0,80	1	0,35	0,56
Modell	2	2,12	0,12	2	15,4	0,000	2	0,98	0,39	2	0,16	0,86	2	5,11	0,007

Uferschnepfe

Der Schlupferfolg der Uferschnepfen sank leicht aber statistisch signifikant. Der Rückgang zeigte sich auch innerhalb von fünf der acht mindestens vier Jahre lang untersuchten Gebiete (Tab. 3.14). Zwischen Schutzgebieten und anderen Gebieten bestand kein signifikanter Unterschied. Verluste durch die Landwirtschaft gingen im Lauf der Jahre signifikant zurück, in Schutzgebieten waren sie signifikant geringer als außerhalb von Schutzgebieten. Umgekehrt erhöhten sich die Prädationsrate; sie war in Schutzgebieten höher als außerhalb; die Ergebnisse waren jedoch statistisch nicht signifikant (Tab. 3.17).

Auch die Kükenüberlebensrate sank deutlich. Bei gleichzeitiger Berücksichtigung des Faktors „Schutzstatus“ ergaben sich jedoch keine statistisch signifikanten Zusammenhänge (Tab. 3.17)

Der Bruterfolg der Uferschnepfe ging bis einschließlich 1999 signifikant zurück. Dies zeigte sich nicht nur im Vergleich zwischen verschiedenen Gebieten, sondern auch innerhalb der längerfristig kontrollierten Gebiete. In 10 von 13 dieser Flächen sank der Bruterfolg. Signifikante Zusammenhänge mit dem Schutzstatus waren nicht festzustellen. Ab dem Jahr 2000 änderte sich das Bild. Innerhalb der Schutzgebiete waren die Bruterfolgswerten signifikant höher als au-

ßerhalb und stiegen signifikant an, während sie außerhalb der Schutzgebiete stagnierten (Abb. 3.29). Der Anstieg des Bruterfolgs ab 2000 zeigte sich auch innerhalb von acht der 10 längerfristig kontrollierten Gebiete.

Großer Brachvogel

Der Schlupferfolg des Großen Brachvogels zeigte weder einen signifikanten Trend noch hing er signifikant vom Schutzstatus des Gebiets ab. Auch für Gelegeverluste durch Prädation oder Landwirtschaft gab es weder signifikante Zusammenhänge mit der Zeit noch mit dem Schutzstatus. Allerdings waren auch bei dieser Art die Verluste durch die Landwirtschaft in Schutzgebieten geringer als außerhalb und die Verluste durch Prädatoren in Schutzgebieten höher als außerhalb (Tab. 3.18).

Der Bruterfolg des Großen Brachvogels nahm bis 1999 ab (Abb. 3.30), allerdings statistisch nicht signifikant. Diese Abnahme zeigte sich auch innerhalb der Gebiete, so gab es negative Trends der Erfolgsraten in 22 der 32 Gebieten mit Daten aus vier oder mehr Jahren. Der Schutzstatus hatte keinen signifikanten Einfluss. Ab 2000 stieg der Bruterfolg. Es lagen allerdings nur

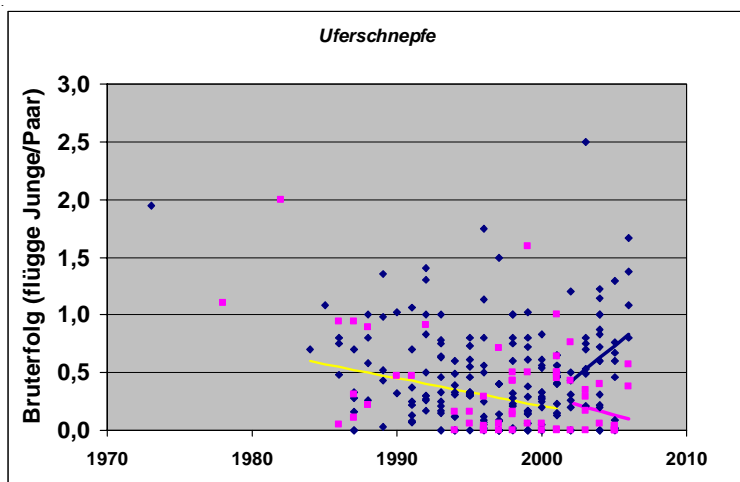


Abbildung 3.29. Bruterfolgswerten von Uferschnepfen aus verschiedenen Gebieten. Jedes Symbol steht für eine Bruterfolgsmessung eines Gebietes in einem Jahr (n=250). Blaue Symbole: Daten aus Schutzgebieten; violette Symbole: Daten aus nicht geschützten Gebieten. Gelbe Linie: Regressionsgerade durch alle Daten vor 2002; blaue Linie: Regressionsgerade für geschützte Gebiete ab 2002; violette Linie: Regressionsgerade für ungeschützte Gebiete ab 2002.

Figure 3.29. Breeding success of Black-tailed Godwits in Central Europe. Each symbol shows one record of breeding success (mean number of fledged chicks per pair in one site in one year). Violet symbols: unprotected sites; dark blue symbols: protected sites. Yellow line: Regression line for all sites before 2002. Blue line: Regression line for protected sites since 2002. Violet line: Regression line for unprotected sites since 2002.

Tabelle 3.18. Ergebnisse von ANCOVAs zur Analyse des Trends (Kovariablen) brutbiologischer Parameter des Großen Brachvogels und des Einflusses des Schutzstatus der Untersuchungsgebiete (Faktor).

Table 3.18. Influence of trends (covariable) and protection status on reproduction parameters of Curlews. Results of ANCOVAs.

Brachvogel	Schlupferfolg			Landw. Verl.			Prädation			Kükenüberl.			Bruterfolg		
	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P
Zeit	1	1,04	0,31	1	4,98	0,11	1	40,8	0,001				1	0,67	0,42
Schutzstatus	1	0,63	0,43	1	0,06	0,82	1	6,62	0,050				1	13,6	0,000
Modell	2	1,45	0,24	2	2,79	0,21	2	26,8	0,002				2	6,80	0,001

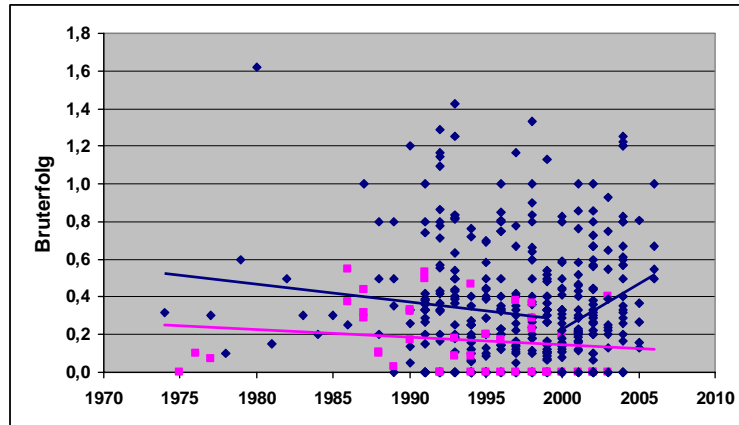


Abbildung 3.30. Entwicklung der Bruterfolgsraten des Großen Brachvogels in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar in einem Jahr in einem Gebiet). Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die Linien symbolisieren die jeweiligen Regressionsgeraden. Für die Schutzgebiete wurden Regressionsgeraden für die Zeiträume bis 1999 und nach 2000 berechnet.

Figure 3.30. Breeding success of Curlews in Central Europe. Each symbol shows one record of breeding success (mean number of fledged chicks per pair in one site in one year). Violet symbols: unprotected sites; dark blue symbols: protected sites. The lines show the regression lines for unprotected and protected sites. For protected sites, separate regression lines were calculated before and since 2000.

Daten aus Schutzgebieten vor. Auch innerhalb der einzelnen Gebiete zeigte sich dieser Trend, so gab es in 17 der 24 Gebiete positive Trends.

Rotschenkel

Für den Rotschenkel konnte ein signifikanter negativer Trend des Schlupferfolgs errechnet werden, wobei kein Einfluss des Schutzstatus festgestellt werden konnte. Verluste durch die Landwirtschaft nahmen im Verlauf der Zeit signifikant ab, Prädationsverluste stiegen etwas – aber nicht signifikant – an. Der Schutzstatus hatte jeweils keinen signifikanten Einfluss (Tab. 3.19).

Der Bruterfolg zeigte einen leicht (Abb. 3.31) – aber statistisch nicht signifikanten – negativen Trend, wiederum statistisch unabhängig vom Schutzstatus.

Zusammenfassende Betrachtung der Bruterfolgsdaten

Betrachtet man die Trends im Überblick (Tab. 3.20 und 3.21) fällt auf, dass bei allen hier behandelten Arten der Bruterfolg sank - bei den Arten mit den stärksten Bestandsverlusten in den vergangenen Jahren sogar signifikant. Nur in drei von fünf Fällen ging dies einher mit einem entsprechenden Trend im Schlupferfolg. Die Veränderungen im Bruterfolg schienen also vor allem auf negativen Trends der Kükenüberlebensraten zu beruhen. Bezüglich der Verlustursachen für Gelege zeigte sich über die Artgrenzen hinweg ein einheitliches Bild: Verluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten gingen zurück, Verluste durch den Raub von Gelegen stiegen an.

Tabelle 3.19. Ergebnisse von ANCOVAs zur Analyse des Trends (Kovariablen) brutbiologischer Parameter des Rotschenkels und des Einflusses des Schutzstatus der Untersuchungsgebiete (Faktor).

Table 3.19. Influence of trends (covariable) and protection status on reproduction parameters of Redshanks. Results of ANCOVAs.

Rotschenkel	Schlupferfolg			Landw. Verl.			Prädation			Kükenüberl.			Bruterfolg		
	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P
Zeit	1	10,5	0,002	1	4,98	0,11	1	68,9	0,014				1	0,21	0,65
Schutzstatus	1	2,06	0,16	1	0,06	0,82	1	0,62	0,52				1	0,85	0,36
Modell	2	6,06	0,004	2	2,79	0,21	2	48,1	0,020				2	0,60	0,55

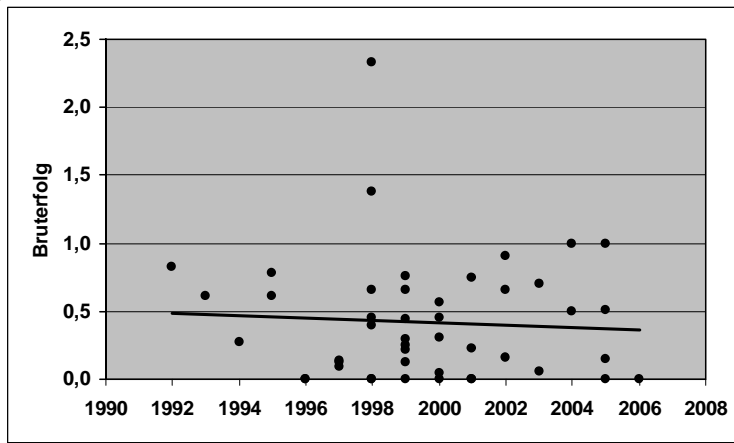


Abbildung 3.31. Entwicklung der Bruterfolgsraten des Rotschenkel in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Die Linien symbolisieren die Regressionsgerade.

Figure 3.31. Breeding success of Redshanks in Central Europe. Each symbol shows one record of breeding success (mean number of fledged chicks per pair in one site in one year). The line shows the regression line.

Der Einfluss des Schutzstatus war von Art zu Art unterschiedlich. Für alle Arten konnten durch die Schutzbemühungen die Verluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten gesenkt werden. Allerdings stiegen mit Ausnahme des Großen Brachvogels die Prädationsverluste. Der Schlupferfolg lag innerhalb der Gebiete mit Schutzanteil nur bei zwei von fünf Arten höher als in Gebieten ohne Schutz. Auch der Bruterfolg in zumindest teilweise geschützten Gebieten war lediglich beim Großen Brachvogel höher als in ungeschützten Gebieten.

Die Ergebnisse der brutbiologischen Untersuchungen bestätigen damit im wesentlichen die Analysen der Bestandstrends (Kap. 3.2). Ein positiver Einfluss der Schutzbemühungen lässt sich nur beim Großen Brachvogel zeigen. Bei den übrigen Arten fallen negative Einflüsse des Schutzstatus auf den Bruterfolg mit negativen Wirkungen auf den Bestandstrend überein.

In Kapitel 3.1 konnte gezeigt werden, dass sich die Wiesenvogelbestände im Küstenraum, vor allem auf den Nordseeinseln sehr viel günstiger entwickelten als im Binnenland. Um zu überprüfen, ob dies eine Folge höherer Bruterfolgsraten war, wurden die Bruterfolgsraten in verschiedenen Lebensräumen miteinander verglichen.

Tabelle 3.20. Zusammenfassung der Trendanalysen brutbiologischer Parameter von Wiesenvögeln (Tab. 3.15-3.19). ++: signifikant positiver Trend; +: positiver Trend; -: negativer Trend; —: signifikant negativer Trend.

Table 3.20. Summary of trend analyses of reproduction parameters of meadow birds (Tab. 3.15-3.19). ++: significantly positive trend; +: positive trend; -: negative trend; —: significantly negative trend.

	Schlupferfolg	Landw. Verl.	Prädation	Kükenüberl.	Bruterfolg
Austernfischer	+	--	+	--	--
Kiebitz	--	-	++	--	--
Uferschnepfe	--	--	+	-	--
Gr. Brachvogel	+	-	++		-
Rotschenkel	--	--	+		-

Tabelle 3.21. Zusammenfassung des Einflusses des Schutzstatus der Gebiete auf brutbiologischer Parameter von Wiesenvögeln (Tab. 3.15.-3.19.). ++: signifikant positiver Einfluss; +: positiver Einfluss; -: negativer Einfluss; - -: signifikant negativer Einfluss.

Table 3.21. Summary of the analyses of the effect of protection status of reproduction parameters of meadow birds (Tab. 3.15.-3.19.). ++: significantly positive effect; +: positive effect; -: negative effect; - -: significantly negative effect.

	Schlupferfolg	Landw. Verl.	Prädation	Kükenüberl.	Bruterfolg
Austernfischer	+	--	++	--	-
Kiebitz	--	--	+	-	--
Uferschnepfe	-	--	+	+	-
Gr. Brachvogel	+	-	-		++
Rotschenkel	-	-	+		-

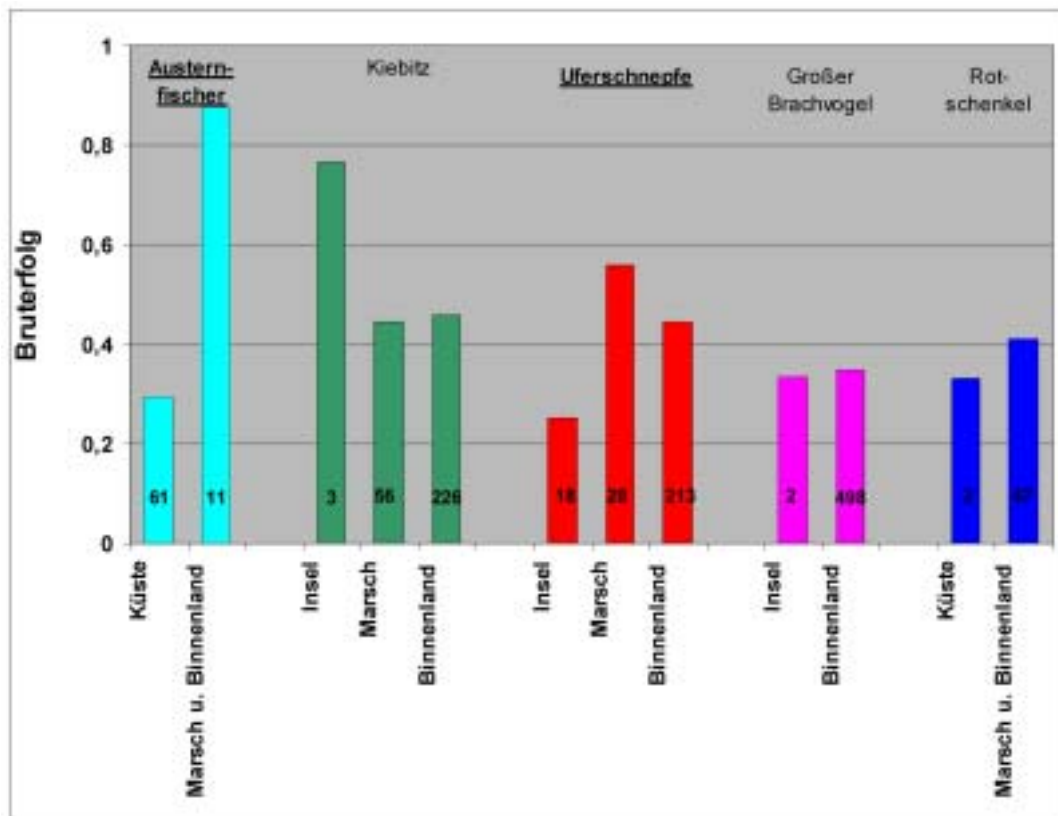


Abbildung 3.32. Durchschnittlicher Bruterfolg (Jungvögel pro Paar) von Wiesenvögeln in verschiedenen Lebensräumen. Die kleinen Zahlen in den Säulen geben die Anzahl eingeflossener Jahreswerte an.

Figure 3.32. Mean breeding success (fledglings per pair per annum) of meadow birds in different habitats. The figures give the sample sizes.

Varianzanalysen zeigten, dass der Lebensraum nur bei Austernfischern ($F_{1,70}=27,68$; $p<0,001$) und bei Uferschnepfen ($F_{2,256}=3,108$; $p=0,046$) einen signifikanten Einfluss ausübte. In beiden Fällen waren die Bruterfolgsraten auf den Inseln geringer als in anderen Lebensräumen. Von den insgesamt fünf untersuchten Arten zeigten sich lediglich beim Kiebitz deutlich höhere Bruterfolgsraten an der Küste (Abb. 3.32). Bei den übrigen Arten war eher das Gegenteil der Fall. Der Bruterfolg erklärt also nicht die positivere Bestandsentwicklung auf den Inseln und an der Küste.

3.3.3 Fazit: Überlebensrate oder Reproduktionsrate

Die räumlichen und zeitlichen Übereinstimmungen verschiedener brutbiologischer Parameter mit den Bestandstrends und das Fehlen entsprechender Übereinstimmungen von Überlebensraten und Bestandstrends zeigen klar, dass die Bestandstrends der Wiesenvögel nicht durch Probleme beim Überleben der Altvögel, sondern durch Probleme bei der Reproduktion verursacht worden sind. Die Schwierigkeiten, mit denen Wiesenvogelpopulationen zu kämpfen haben, sind also weniger in den Zug- und Überwinterungsgebieten, sondern eher in den mitteleuropäischen Brutgebieten zu suchen.

4 Analyse des Schutzes von Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften

(von L. Rasran, K. Vogt & J. Schrautzer)

4.1 Einleitung

Extensiv genutzte artenreiche Feuchtwiesen und -weiden gehören gegenwärtig zu den in Mitteleuropa akut gefährdeten Biotopen. Sie sind wertvolle Elemente der Natur- und Kulturlandschaft und verdienen daher Schutz und Erhaltung (Succow & Joosten 2001). Die historische Entwicklung von Feuchtgrünland ist eng verbunden mit menschlicher Tätigkeit in der Landschaft. Unterschiedliche Feuchtgrünlandgesellschaften (meso- und eutrophe Feuchtwiesen und -weiden sowie Kleinseggenrieder, für Letztere siehe Abb. 4.1) haben sich unter dem Einfluss landwirtschaftlicher Eingriffe (Entwässerung, Rodung, Mahd und Beweidung) aus oligohemeroben Ökosystemen wie Erlenbruchwäldern oder Hoch- und Niedermooren entwickelt (Dierßen & Dierßen 2001). Nur unter kontinuierlicher extensiver landwirtschaftlicher Nutzung lassen sich diese Systeme erhalten und sind somit empfindlich für Änderungen menschlicher Aktivitäten in der Landschaft wie Nutzungsintensivierung oder –aufgabe (z.B. Pott 1995, Ellenberg 1996). Im Hinblick auf die botanische Artenvielfalt gehören extensiv genutzte Feuchtwiesen und -weiden zu den artenreichsten Pflanzengesellschaften in Zentraleuropa, können aber über verschiedene Degradationswege mehr oder weniger stark verarmen (z.B. Rosenthal 1992).



Abb. 4.1. Artenreicher Kleinseggenrasen mit Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), Sumpf-Läusekraut (*Pedicularis palustris*) und Breitblättrigem Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) in der Lehmkuhlener Stauung bei Preetz im Juni 2006. Die Pflegemahd erfolgt im Herbst.

Figure 4.1. Species-rich small sedge community with Cotton Grass (*Eriophorum angustifolium*), Marsh Lousewort (*Pedicularis palustris*) and Western Marsh Orchid (*Dactylorhiza majalis*) at the wet grassland of Lehmkuhlener Stauung (NW-Germany) in June 2006. The site is mown once a year in autumn for means of nature conservation management.

Ein Rückgang der Artendiversität im Feuchtgrünland wurde in den letzten Jahrzehnten in ganz Europa dokumentiert (Wheeler 1988, Schrautzer & Wiebe 1993, Joyce & Wade 1998, Bakker & Berendse 1999). Insbesondere der Wandel in der Landwirtschaft, der Mitte des 19. Jahrhundert einsetzte und ab den fünfziger Jahren des 20. Jahrhunderts flächendeckend vollzogen wurde, ist als Grund für den Rückgang artenreicher Bestände auf Feuchtwiesen und -weiden zu nennen. Nutzungsintensivierung oder –aufgabe, Beseitigung von Sonderstandorten, Entwässerung und Verwendung mineralischer Düngemittel und damit verbundene Eutrophierung ließen die einst landschaftsprägenden Pflanzengemeinschaften auf nur wenige Hektar umfassende Restbestände schrumpfen (Korneck & Sukopp 1988, Berendse et al. 1992, Grootjans et al. 1996, Mountford et al. 2000). Für den Erhalt und die Restitution dieser Systeme wird allgemein eine kontinuierliche extensive (Pflege-) Nutzung der noch vorhandenen Bestände sowie an devastierten Standorten die Wiederherstellung ursprünglicher Standortverhältnisse (durch Auslagerung und Wiedervernässung) verbunden mit der Wiedereinführung traditioneller Formen der extensiven landwirtschaftlichen Nutzung vorgeschlagen (Oppermann & Luick 1999, Pfadenhauer & Grootjans 1999).

Ziel des vorliegenden Berichtes ist eine Effizienzanalyse von Maßnahmen, die in verschiedenen Gebieten zum Schutz und Erhalt von Feuchtwiesen unternommen wurden. Die Bewertung erfolgt unter botanischen Artenschutz Gesichtspunkten, wobei als Wertträger typische Arten und Gesellschaften des Feuchtgrünlandes verwendet werden. Für die Lebensraumsprüche der im Hauptprojekt als Zielarten definierten Wiesenvögel sind bestimmte Vegetationsstrukturen von entscheidender Bedeutung. Im botanischen Teilprojekt wurde daher überwiegend mit Vegetationstypen gearbeitet, aus denen sich Strukturparameter vergleichsweise leicht ableiten ließen.

4.2 Methoden

4.2.1 Kennarten und Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes und ihr Gefährdungsstatus

Zu den Biotoptypen des Feuchtgrünlandes wurden Pflanzengemeinschaften offener grundwassernaher Standorte gezählt, die durch Mahd- und Weidenutzung entstanden sind, sowie deren Entwicklungsstadien nach Nutzungsumstellung oder -aufgabe, Entwässerung bzw. Wiedervernässung.

Salzwiesen als Sonderstandorte wurden in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt, da dort die Faktoren Salinität und Überflutung ausschlaggebend für die Vegetationszusammensetzung und -entwicklung sind und sich daher solche Bestände mit den Feuchtgrünlandstandorten im Binnenland nicht direkt vergleichen lassen.

Die für das Projekt relevanten Ausprägungen des Feuchtgrünlandes wurden in Tab. 4.1 zusammengefasst. Für jede Pflanzengesellschaft ist eine Reihe typischer Arten mit Angabe zu Seltenheit und Gefährdungsstatus aufgeführt.

Die Nomenklatur der genannten Arten richtet sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998). Kennarten und Pflanzengesellschaften wurden mit Hilfe von Dierßen (1988) und Schubert et al. (2001) zusammengestellt.

4.2.2 Sukzessionsschema

Die wichtigsten der in den nachfolgenden Untersuchungen angesprochenen Vegetationstypen (Tab. 4.1.) wurden anhand ihres Vorkommens entlang hydrologischer und trophischer Gradienten angeordnet und zusammen mit möglichen Entwicklungsrichtungen in einem auf Literaturergebnissen (Schrautzer 2004) basierenden Sukzessionsschema dargestellt.

4.2.3 Flächenauswahl und –bewertung (generelle Vorgehensweise und Problematik)

In dieser Studie wurden Gebiete betrachtet, für die sowohl umfangreiche ornithologische als auch botanische Daten vorlagen. In der Regel handelte es sich dabei um ausgewiesene Naturschutzgebiete von einigen wenigen bis einigen hundert Hektar Gesamtfläche, die neben den von uns betrachteten Feuchtgrünlandflächen auch andere Strukturen wie Wälder, Hochmoore oder Heideflächen umfassten. Auf Grund der vorhan-

denen Datengrundlage und dem Ziel der Analyse, die Entwicklung der Gebiete sowohl unter den Gesichtspunkten des Wiesenvogelschutzes als auch des botanischen Artenschutzes zu verknüpfen, erfolgte eine Auswertung auf zwei räumlichen Ebenen:

Gebietsanalyse

Es wurden Grünlandflächen des gesamten jeweiligen Untersuchungsgebietes betrachtet ohne auf kleinere Strukturen innerhalb der Flächen einzugehen. Angaben zur Ausgangssituation und aktuellen Nutzung sowie die Entwicklungstendenzen wurden aus Informationen, die für die Mehrzahl der Flächen im Gebiet galten, abgeleitet. Von den für das Gebiet angegebenen gefährdeten Arten wurden nur solche berücksichtigt, die für das Feuchtgrünland typisch sind und nicht an Sonderstandorte wie z.B. Gräben oder Hochmoorstandorte gebunden sind. Diese Auswertungsebene lässt sich vermutlich am ehesten mit der ornithologischen Fragestellung koppeln, lässt aber andererseits die kleinräumige Heterogenität von Pflanzengesellschaften innerhalb des jeweiligen Untersuchungsgebietes außer Acht. Grundlage für die Gebietsanalyse bildet Tabelle 4.2. Für jedes Gebiet wurden zusammenfassend das Trophie-Niveau (mesotroph/eutroph) und das vorherrschende Management (extensive bzw. intensive Nutzung, Brache) aufgeführt. Zusätzlich folgten Angaben zur gezielten Manipulation der hydrologischen Situation der Flächen (z.B. durch Wiedervernässung oder die Anlage von Blänken) sowie eine Beurteilung der Flächenentwicklung im Hinblick auf die Sukzessionsrichtung und Auswirkungen auf Zielgesellschaften und –arten. Alle Entwicklungen, die zu Zielgesellschaften (mesotrophe/eutrophe Feuchtwiesen, Kleinseggenrieder) führten, wurden als positiv bewertet. Gegenläufige Entwicklungen, insbesondere die Entstehung artenarmer Wirtschaftsgrünlandbestände und Flutrasen durch intensive landwirtschaftliche Nutzung oder Brache und die damit verbundene Ausbreitung von Röhrrieten und Großseggenriedern, wurden als negativ bewertet.

Dauerquadrate

Für einige ausgewählte Gebiete wurde die Vegetationsentwicklung bei unterschiedlichem Management (zweischürige Mahd, Sommermahd, Herbstmahd, Brache und Beweidung) mit Hilfe von Dauerquadraten ausgewertet. Diese Dauerquadrate (á 16 m²) werden seit fast 20 Jahren von Peter Schwarze und seinen Mitarbeitern der Biologischen Station Kreis Steinfurt betreut, die ihre Daten für die hier vorliegende Auswertung zur Verfügung gestellt haben (Schwarze, unveröffentlicht). Die Beschreibung der Dauerflächen und Aufnahmemethoden sind Schwarze (1992) zu entnehmen.

Tabelle 4.1. Liste der Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes mit charakteristischen Arten und ihrem Gefährdungstatus in Deutschland (RL_D), Schleswig-Holstein (RL_SI-H), Niedersachsen inklusive Bremen (RL_N/Br) und Nordrhein-Westfalen (RL_NRW).

Table 4.1. List of plant communities of fen grasslands with typical species and their endangerment: Red Data List of Germany (RL_D), Schleswig-Holstein (RL_SI-H), Lower Saxony and Bremen (RL_N/Br) and North Rhine-Westphalia (RL_NRW).

Pflanzengesellschaft	Art (lat.)	Art (dt.)	Familie (lat.)	Familie (dt.)	RL_D	RL_SI-H	RL_N/Br	RL_NRW
Schwächen-Carexetia fusca* (Quell- und Röhrlinsengesellschaften, Hochmoorschilfen und Süß-Ordnbüscheln)	<i>Agrostis canina</i> L.	Sumpf-Straußgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	V
	<i>Carex diandra</i> Schrank	Ordn-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	2	2	1	1
	<i>Carex dioba</i> L.	Zweiklugige Segge	Cyperaceae	Sauergräser	2	1	1	0
	<i>Carex echinata</i> Murray	Igel-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	3	3	3
	<i>Carex flacca</i> agg.	Arlengruppe Gelb-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	<i>Carex ovalis</i> Good.	Mosenfuß-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex panicea</i> (L.)	Halm-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	3	3	3
	<i>Eleocharis quinqueflora</i> (Hortmann) O. Schwarz	Amblötlige Sumpfbinsie	Cyperaceae	Sauergräser	2	2	2	1
	<i>Epipactis palustris</i> (L.) Cranz	Sumpf-Stendelwurz	Orchidaceae	Orchideengewächse	3+	2	2	2
	<i>Eriophorum angustifolium</i> Holm.	Schmalblättriges Wiesgras	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	3
	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Gewächlicher Wassernabel	Apiaceae	Doldengew.	-	-	-	-
	<i>Juncus filiformis</i> L.	Faden-Binsie	Juncaceae	Binsengew.	-	3	3	2
	<i>Juncus subnodulosus</i> Schrank	Stumpfkluge Binsie	Juncaceae	Binsengew.	3	3	2	2
	<i>Meyenbachia triflora</i> L.	Flebelkie	Meryanthaceae	Flebelkiegew.	3	3	2	3
	<i>Parnassia palustris</i> L.	Sumpf-Herzblatt	Ranunculaceae	Herzblätgew.	3+	2	2	3
	<i>Pedicularis palustris</i> L.	Sumpf-Läusekraut	Orchidaceae	Sonnenwurzgew.	2-	2	1	1
	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raebou.	Büchlein	Rosaceae	Rosengew.	-	-	-	V
	<i>Triglochin palustris</i> L.	Sumpf-Ordnack	Juncaginaceae	Ordnackgew.	3+	3	2	2
	<i>Valeriana dioica</i> L.	Kleiner Baldrian	Valerianaceae	Baldriangew.	-	3	3	-
	<i>Vilfa palustris</i> L.	Sumpf-Velkion	Violaceae	Velkengew.	-	3	-	3
Mesotrophia Callitriche* (Feuchtwiesen abflussreicher Standorte)	<i>Bromus nemorosus</i> L.	Trauben-Trippe	Poaceae	Süßgräser	3	2	2	3
	<i>Carex canescens</i> L.	Graue Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	3
	<i>Carex nigra</i> (L.) Reinhard	Wiesen-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex rostrata</i> Stokes	Schnabel-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. s. str.	Rasen-Glocke	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm.	Spitzblütige Binsie	Juncaceae	Binsengew.	-	3	-	-
	<i>Epilobium palustre</i> L.	Sumpf-Waldniederschön	Onagraceae	Nachtkerzengew.	-	-	-	3
	<i>Senecio aquaticus</i> Hill s. str.	Gew. Wasser-Großkraut	Asteraceae	Korbblüt.	-	3	3	2
	<i>Silene palustris</i> Ehrh. ex Hoffm.	Sumpf-Stemmlere	Caryophyllaceae	Nekkengew.	3	3	-	-
	Eutrophia Callitriche* (Feuchtwiesen abflussreicher Standorte)	<i>Achillea ptarmica</i> L.	Gew. Sumpf-Schafgarbe	Asteraceae	Korbblüt.	-	-	-
<i>Angelica sylvestris</i> L.		Wald-Engelwurz	Apiaceae	Doldengew.	-	-	-	-
<i>Botanula officinalis</i> Desarbne		Schlangen-Kinderkorn	Polygonaceae	Kindlerkorngew.	-	3	3	-
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.		Koh-Kratzdistel	Asteraceae	Korbblüt.	-	-	-	-
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Moench		Sumpf-Pippau	Asteraceae	Korbblüt.	-	-	-	V
<i>Dactylorhiza majalis</i> (Roth.) Hunt & Smith s. str.		Breitblättriges Inhaberkraut	Orchidaceae	Orchideengew.	3	3	2	3
<i>Galium uliginosum</i> L.		Moor-Labkraut	Rubiaceae	Krappgew.	-	3	-	V
<i>Geum rivale</i> L.		Bach-Nelkenwurz	Rosaceae	Rosengew.	-	-	3	3
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.		Sumpf-Hornklee	Fabaceae	Schmetterlingsblüt.	-	-	-	-
<i>Myosotis scorpioides</i> L.		Sumpf-Vergilwehricht	Boraginaceae	Raubblätgew.	-	-	-	-
<i>Rhinanthus angustifolius</i> C.C. Gmel.		Großer Klappertopf	Orchidaceae	Sonnenwurzgew.	3	3	3	3
<i>Silene flos-cuculi</i> (L.) Clairv.		Kuckuck-Lohnheide	Caryophyllaceae	Nekkengew.	-	-	-	-
<i>Trifolium europaeum</i> L.		Treibkorn	Ranunculaceae	Hahnenfußgew.	3+	0	2	3
Fragmidium ulmaria* (Feuchtwiesen-Schilfen)	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Sumpf-Kratzdistel	Asteraceae	Korbblüt.	-	-	-	-
	<i>Epilobium montanum</i> L.	Zürges Waldniederschön	Onagraceae	Nachtkerzengew.	-	-	-	-
	<i>Polygonum amare</i> (L.) Maxim.	Bovine Madeluis	Rosaceae	Rosengew.	-	-	-	-
	<i>Hypericum tetrapetrum</i> Fr.	Gelbes Johanniskraut	Clusiaceae	Johanniskrautgew.	-	-	-	V
	<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L.	Straußblütiger Gliederdistel	Frimulaceae	Primelgew.	3	3	3	2
	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	Gew. Gliederdistel	Frimulaceae	Primelgew.	-	-	-	-
	<i>Lysimachia salicaria</i> L.	Büch-Waldniederschön	Lythraceae	Waldniederschön	-	-	-	-
	<i>Scirpus zosterifolius</i> L.	Wald-Simse	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest	Lamiaceae	Lippenblüt.	-	-	-	-	
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	Arlengruppe Arznei-Baldrian	Valerianaceae	Baldriangew.	-	-	-	-	
Lolio-Poaceetia (Führgras- Ordnwiesen)	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Weißes Straußgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	Knick-Fuchsschwanz	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Carex hirta</i> L.	Beräufte Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Fußender Schwaden	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Juncus articulatus</i> L.	Glieder-Binsie	Juncaceae	Binsengew.	-	-	-	-
	<i>Juncus inflexus</i> L.	Blaugrüne Binsie	Juncaceae	Binsengew.	-	-	-	-
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingkraut	Rosaceae	Rosengew.	-	-	-	-	
Phragmitetia u (Röhrlin- und Großseggenwiesen)	<i>Acorus calamus</i> L.	Kalmus	Acoraceae	Kalmusgew.	-	-	-	-
	<i>Calamagrostis canescens</i> (Nees) Roth	Sumpf-Rotgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Carex acuta</i> L.	Schäufel-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	Sumpf-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex disticha</i> Huds.	Zweiklugige Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex paniculata</i> L.	Rüben-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	Schweizpenngras-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	-
	<i>Carex riparia</i> Curtis	Ufer-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	-	3
	<i>Carex vesicaria</i> L.	Böden-Segge	Cyperaceae	Sauergräser	-	-	3	3
	<i>Cicuta virosa</i> L.	Wasserschiering	Apiaceae	Doldengew.	3	-	3	2
	<i>Galium palustre</i> L.	Gew. Sumpf-Labkraut	Rubiaceae	Krappgew.	-	-	-	-
	<i>Glyceria maxima</i> (Horn.) Holm.	Großer Schwaden	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Iris pseudacorus</i> L.	Sumpf-Sonnenfelle	Iridaceae	Schwertliliegew.	-	-	-	-
	<i>Lycopodium complanatum</i> L.	Ufer-Wolfstropf	Lamiaceae	Lippenblüt.	-	-	-	-
	<i>Mertensia aquatica</i> L.	Wasser-Minze	Lamiaceae	Lippenblüt.	-	-	-	-
	<i>Pseudocymopterus</i> (L.) Moench	Sumpf-Haarstrang	Apiaceae	Doldengew.	-	-	-	3
	<i>Rhynchospora alba</i> L.	Rohr-Glanzgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Schilf	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	Sumpfblutige	Rosaceae	Rosengew.	-	-	-	3
	<i>Ranunculus lingua</i> L.	Zungen-Hahnenfuß	Ranunculaceae	Hahnenfußgew.	3	3	3	2
<i>Sorghastrum nutans</i> subsp. nutans	Gelbes Braunwurz	Sorghastraceae	Braunwurzgew.	-	3	-	-	
<i>Scutellaria palustris</i> L.	Sumpf-Helmkraut	Lamiaceae	Lippenblüt.	-	-	-	V	
<i>Sparganium erectum</i> subsp. erectum	Gew. Aufrechter Igelkolben	Typhaceae	Rohrkolbengew.	-	-	-	-	
<i>Typha angustifolia</i> L.	Schmalblättriger Igelkolben	Typhaceae	Rohrkolbengew.	-	-	-	-	
<i>Typha latifolia</i> L.	Breitblättriger Igelkolben	Typhaceae	Rohrkolbengew.	-	-	-	-	

Tabelle 4.1. Fortsetzung

Pflanzengesellschaft	Art (lat.)	Art (dt.)	Familie (lat.)	Familie (dt.)	RL_D	RL_SH	RL_NBR	RL_MRW
Molinio-Arrhenatheretum ssp. aff. alpinum (Gesellschaften des Weidenschlag (Inobis))	<i>Achillea millefolium</i> L.	Gew. Wiesen-Schafgarbe	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Rotes Straußgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Wiesen-Fachschwanz	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Anthoxanthum odoratum</i> agg.	Artengruppe Gew. Ruchgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Cardamine pratensis</i> agg.	Artengruppe Wiesen-Schaumkraut	Brassicaceae	Kreuzblütler	-	-	-	-
	<i>Cerastium holcoides</i> Fr.	Gew. Hornkraut	Caryophyllaceae	Nelkengew.	-	-	-	-
	<i>Dactylis glomerata</i> agg.	Artengruppe Knievelgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Festuca pratensis</i> Huds. s.l.	Wiesen-Schwingel	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Festuca rubra</i> agg.	Artengruppe Rot-Schwingel	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Luzula campestris</i> agg.	Artengruppe Feld-Halmstiele	Juncaceae	Binsengew.	-	-	-	-
	<i>Poa pratensis</i> agg.	Artengruppe Wiesen-Rispengras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Poa trivialis</i> L. s.l.	Gew. Rispengras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Ranunculus acris</i> L.	Scharfer Hahnenfuß	Ranunculaceae	Hahnenfußgew.	-	-	-	-
	<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	Ranunculaceae	Hahnenfußgew.	-	-	-	-
	<i>Rumex acetosa</i> L.	Großer Sauerampfer	Polygonaceae	Knöterichgew.	-	-	-	-
	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	Artengruppe Gew. Löwenzahn	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Trifolium pratense</i> L.	Wiesen-Klee	Fabaceae	Schmetterlingsblütler	-	-	-	-
	Lolium-Cynosaurum (Weidenschlag-Weiden) Weiden	<i>Beils perennis</i> L.	Gänseblümchen	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-
<i>Cynodon cristatus</i> L.		Wiesen-Kammgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	v
<i>Leontodon autumnalis</i> L.		Heidel-Löwenzahn	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
<i>Lolium perenne</i> L.		Ausdauerndes Weidelgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
<i>Phleum pratense</i> agg.		Wiesen-Lieschgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
<i>Tribulum repens</i> L.	Weiden-Klee	Fabaceae	Schmetterlingsblütler	-	-	-	-	
Arrhenatheretum (Haidenflur- und Ackerbrachen-Gesellschaften)	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Giesch	Apiaceae	Doldengew.	-	-	-	-
	<i>Arnica montana</i> L.	Große Klette	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Arnica montana</i> Mill.	Flache Klette	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Beauv. ex Presl & Presl	Grohgras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Beifuß	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	Gewöhnliches Hirtenläschel	Brassicaceae	Kreuzblütler	-	-	-	-
	<i>Chenopodium album</i> L.	Wilder Gänsefuß	Chenopodiaceae	Gänsefußgew.	-	-	-	-
	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Cirsium vulgare</i> (David Ten.)	Gewöhnliche Kratzdistel	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould s. str.	Kriech-Glocke	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Equisetum arvense</i> L.	Acker-Schachtelhalm	Equisetaceae	Schachtelhalmgew.	-	-	-	-
	<i>Galeopsis bifida</i> Boem.	Zweispaltiger Holzzahn	Lamiaceae	Lippenblütler	-	-	-	-
	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	Gewöhnlicher Holzzahn	Lamiaceae	Lippenblütler	-	-	-	-
	<i>Galium aparine</i> L.	Gewöhnliches Karden-Labkraut	Rubiaceae	Kraggew.	-	-	-	-
	<i>Ranago major</i> ssp. major	Gewöhnlicher Breit-Wegerich	Ranunculaceae	Wegerichgew.	-	-	-	-
	<i>Poa annua</i> L.	Einähriges Rispengras	Poaceae	Süßgräser	-	-	-	-
	<i>Polygonum aviculare</i> ssp. aviculare	Breitblättriger Vogel-Knöterich	Polygonaceae	Knöterichgew.	-	-	-	-
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpfblättriger Ampfer	Polygonaceae	Knöterichgew.	-	-	-	-
	<i>Stellaria media</i> agg.	Artengruppe Vogelweide	Caryophyllaceae	Nelkengew.	-	-	-	-
	<i>Tussilago farfara</i> L.	Hufeisich	Asteraceae	Korbblütler	-	-	-	-
<i>Urtica dioica</i> L. s. l.	Große Brennnessel	Urticaceae	Brennnesselgew.	-	-	-	-	

* Gefährdet nach Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands.

Tabelle 4.2. Gebiete, die in der Analyse der Auswirkung von unterschiedlichen Managementtypen auf die Vegetation berücksichtigt wurden. Bundesländer: HB=Bremen, N=Niedersachsen, NRW=Nordrhein-Westfalen, SH=Schleswig-Holstein; Ausgangssituation: E=eutroph, M=mesotroph, k.A.=keine Angaben; Nutzung: Ext.=extensive Weide- oder Wiesennutzung, Int.=Intensive Weide- oder Wiesennutzung, Br.=Brache; Sukzessionsrichtung: hin zu Ks=Kleinseggenrieder (*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*), Fw_m=mesotrophen Feuchtwiesen (mesotrophem *Calthion*), Fw_e=eutrophen Feuchtwiesen (eutrophem *Calthion*), Fw_br=Feuchtwiesenbrachen (*Filipendulion ulmariae*), Fl=Flutrasen (*Lolio-Potentillion*), R/G=Röhrichten und Großseggenriedern (*Phragmitetea*), Wg=Wirtschaftsgrünland (*Molinio-Arrhenateretea-Basalgesellschaft* und *Lolio-Cynosoretum*).

Table 4.2. . List of areas, considered for the analysis of the effects of different management types on vegetation. Federal states: HB=Bremen, N=Lower Saxony, NRW=North Rhine-Westphalia, SH=Schleswig-Holstein; Start conditions: E=eutrophic, M=mesotrophic, k.A.= no data; Management: Ext.=moderate grazing and/or hay making, Int.= heavy grazing and/or hay making, Br.=abandonment; direction of succession: Ks=to small sedge community (*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*), Fw_m=to mesotrophic fen grassland (mesotrophic *Calthion*), Fw_e=eutropic fen grassland (eutrophic *Calthion*), Fw_br=abandoned fen grassland (*Filipendulion ulmariae*), Fl=heavily grazed wet pasture (*Lolio-Potentillion*), R/G=reed and tall sedge communities (*Phragmitetea*), Wg=agricultural grassland (*Molinio-Arrhenateretea-community* and *Lolio-Cynosoretum*).

Gebietsname	Bundesland	Ausgangssituation	Maßnahmen: Nutzung	Vermässung	Auswirkungen auf: Zielerselektion	seltene und gefährdete Arten	Sukzessionsrichtung	Gesamteffekt auf Vegetation	Literatur
Alte-Sorge-Schleife	SH-H	E	Ext	nein	+	+	Ks	+	Mordhorst (1989); Sach et al. (1991); Sach (1997)
Alte-Sorge-Schleife	SH-H	E	Br	nein	0	0	R/G	0	Mordhorst (1989); Sach et al. (1991); Sach (1997)
Am Janhaarspool	NRW	E	Ext	ja	+	+	Fw_m, Fw_e	+	AGF (1992, 1994, 1996)
Ammelber-Buurer Venn	NRW	E	Ext	ja	0	k.A.	Wg	0	Schomaker (1992)
Dreierwalder Bruchwiesen	NRW	E	Ext	ja	0	+	Wg	0	AGF (1992, 1994, 1996, 2004)
Dümmer Ochsenmoor	N	E	Ext	ja	+	+	indifferent	+	Daniels & Hallen (1996); Hellberg (1996)
Dümmer Osterfeiner Moor	N	E	Int	nein	0	k.A.	Fl, Wg	0	EEVOM (2002)
Düsterdieker Niederung Wiesen am Schachsel	NRW	E	Ext	nein	+	+	Fw_e	+	AGF (1992, 1996)
Ellwicker Feld	NRW	E	Ext	ja	0	k.A.	Wg	0	Schomaker (1992); Schwöppe et al. (1992)
Ellwicker Feld	NRW	E	Ext	nein	0	k.A.	Wg	0	Schwöppe et al. (1992)
Fehntjer Tief-Niederung	N	M	Ext	nein	+	+	Fw_m, Ks	+	Wittig & Diekmann (2005)
Feuchtwiese Ochtrup	NRW	M	Ext	nein	0	0	Fw_m	0	AGF (1992, 1995, 1999)
Finkenfeld	NRW	M	Ext	nein	+	+	Fw_m	+	AGF (1992, 2004)
Fledder	NRW	E	Ext	nein	0	+	Fw_e, Fl	+	AGF (1992, 1998)
Halverder Aa-Niederung	NRW	E	Ext	nein	+	+	Fw_m, Fw_e, Fl	+	AGF (1992, 1996, 1997)
Harskamp	NRW	E	Ext	nein	0	0	Fl	0	AGF (1992, 1998)
Haverforth's Wiesen	NRW	E	Ext	ja	+	0	Fw_mv/Fw_e, Fl	+	AGF (1992, 1999)
Heiliges Meer (ohne Heiliges Feld)	NRW	E	Ext	ja	+	0	Fw_e	+	AGF (1992, 1997)
Herrenwiese mit Lager Feld	NRW	E	Ext	nein	0	0	Wg	0	AGF (1992, 1993, 1997)
Heupen und Schweighaar	NRW	E	Br	nein	-	+	Fl, Fw_br	-	AGF (1992, 2004)
Höhner See	SH-H	M	Ext	ja	-	0	R/G	-	Rixen (1997)
Hüttruper Heide	NRW	M	Ext	nein	+	+	Fw_m	+	AGF (1992, 1998)
Kattenvenn - Hölter Feld	NRW	M	Ext	ja	+	+	Fw_m	+	AGF (1992, 2002)
Kreienfeld	NRW	E	Br	nein	0	+	Wg	0	AGF (1992, 1997)
Lilienveen	NRW	E	Ext	ja	0	+	Fw_e, Fl	0	AGF (1992, 1997, 1998)
Mesumer Mark	NRW	E	Ext	nein	-	+	Wg	0	AGF (1992, 1997)
Mettinger Moor	NRW	E	Ext	ja	0	+	Fw_e	0	AGF (1992, 1994)
Nordkehdingen	N	E	Int	nein	0	0	Wg	0	Beltling (2003)
NSG Borgfelder Wümmwiesen	HB	E	Br	ja	-	-	R/G	-	Rosenthal (1992); Hellberg (1996); Janhoff (1996)

Tabelle 4.2. Fortsetzung

Gebietsname	Bundesland	Anfangssituatio n	Maßnahmen:	Nutzung	Vermässung	Auswirkungen auf:	Zielgesellschaften	seltene und gefährdete Arten	Sukzessionsrichtu ng	Gesamteffekt auf Vegetation	Literatur
NSG Ochtmünniederung bei Brokhuchting und Umfeld	HB	M		Ext	ja		0	k.A.	Wg, FI, R/G	0	Handke & Kundel (1996)
NSG Werderland und Umfeld	HB	k.A.		Ext	ja		0	0	R/G, FI	0	Hellberg (1996)
Recker Moor (Grünlandflächen, ohne LSG Am Bardelsgraben)	NRW	M		Ext	nein		0	k.A.	Fw_e, FI	0	AGF (1992, 1998)
Saerbeck	NRW	E		Ext	ja		+	+	Fw_e	+	AGF (1992, 1994, 2004); Michels (1993)
NSG Seester Feld/Vogelpohl	NRW	M		Int	nein		-	-	Wg	-	AGF (1992, 1994, 2004)
Seller Feld	NRW	E		Int	nein		-	0	Wg	-	AGF (1992, 1997)
Strohauser Plate	N	E		Int	nein		-	-	Wg, R/G	-	Hellberg (1996); Roßkamp (2001)
Strönfeld	NRW	E		Ext	ja		+	+	Fw_e	+	AGF (1992, 1995)
Trogbahn	NRW	E		Ext	ja		+	+	Ks, Fw_e	+	AGF (1992, 1994, 2004)
Tütenvenn	NRW	E		Ext	ja		+	+	Fw_e, FI	+	AGF (1992, 1994)
Wehrstrot und Rüschildorf	NRW	E		Ext	nein		+	+	Fw_e	+	AGF (1992, 2004)
Westliches Hollerland	HB	M		Ext	ja		+	+	Ks, Fw_m, FI	+	Hellberg (1996)
Wiesen am Max-Clemens-Kanal	NRW	E		Ext	nein		+	+	Fw_m	+	AGF (1992, 1996, 1997)

+ = überwiegend positiv bewehrte Entwicklung, - = überwiegend negativ bewehrte Entwicklung, 0 = weder positive noch negative Entwicklung.

Basierend auf diesen Daten wurde die Vegetationsentwicklung unter verschiedenen experimentellen Managementregimen anhand der Veränderung von Artenzusammensetzung und Deckung analysiert. Solche Ergebnisse erlauben eine präzisere Bewertung der Entwicklung der Flächen in Abhängigkeit vom Management als die oben genannte Vorgehensweise, lassen sich aber nur bedingt auf die betrachteten Gebiete übertragen.

4.2.4 Datenanalyse

Gebietsanalyse

Bei dieser Auswertung wurde eine grobe Abschätzung der Effizienz der Managementmaßnahmen auf die Flächenentwicklung vorgenommen. Der Prozentanteil der Gebiete, die sich unter dem angegebenen Managementtyp positiv oder negativ entwickelten bzw. größtenteils unverändert blieben, wurde berechnet und die Ergebnisse graphisch dargestellt.

Dauerquadrate

Die Daten der „Dauerquadrate“ wurden zunächst wie bei der Gebietsanalyse ausgewertet. Außerdem wurde eine statistische Auswertung vorgenommen:

Zur Dokumentation der Vegetationsveränderungen auf den Dauerquadraten wurden einfache Korrespondenzanalysen (CA) mit den Deckungen der Arten und den einzelnen Untersuchungsjahren (1987 bis 2005, alle 2 Jahre) für jedes Dauerquadrat gerechnet. Anschließend wurden die Arten nach den Achsenwerten der ersten Achsen der CAs sortiert. Dieses Verfahren ermöglicht es, heterogene Datensätze entlang eines Gradienten (in diesem Fall dem Faktor Zeit) zu sortieren und Unterschiede in der Artenzusammensetzung hervorzuheben (siehe z.B. Jongman et al. 1987). Die Ergebnisse der CAs wurden für die Zuordnung der Dauerquadrate zu den Pflanzengesellschaften zu Beginn des Managements (1987) und nach 18 Jahren (2005) sowie für die Bestimmung der Sukzessionsrichtung und Bewertung des auf den Flächen erfolgenden Managements verwendet.

Zusätzlich wurden Unterschiede im Anteil der Zielarten in Abhängigkeit von der Nutzung zu Beginn des Managements (1987) und nach 18 Jahren (2005) mittels Varianzanalysen (ANOVAs) analysiert. Um zwischen einzelnen Managementtypen zu differenzieren, wurde für die Daten des Jahres 2005 ein Posthoc-Test (Fisher LSD-Test) durchgeführt.

Des Weiteren erfolgte eine graphische Darstellung der einzelnen Dauerflächen in Abhängigkeit von der Artenzusammensetzung. Dazu wurde als geeignetes Ordinationsverfahren eine „Non-

parametric Multidimensional Scaling“ (NMS) mit Sorensen-Distanzmaß und 10 Iterationen gerechnet.

Für die Durchführung der CAs wurde das Modul „Simple Correspondence Analysis“ der MASS Library von R (R Development Core Team 2005) genutzt. Die Durchführung der Varianzanalysen erfolgte mit STATISTICA (Statsoft, Inc. 2005), während die NMS mit PC-ORD (McCune & Meford 1999) gerechnet wurde.

4.3 Ergebnisse

4.3.1. Kennarten und Pflanzengesellschaften des Feuchtgrünlandes und ihr Gefährdungsstatus

Anhand der vorliegenden Daten wurden neun Pflanzengesellschaften unterschieden, die im Feuchtgrünland in Abhängigkeit von Trophie, Hydrologie, Nutzung und Nutzungsgeschichte vorkommen (siehe Tabelle 4.1). Drei dieser Pflanzengesellschaften (Scheuchzerio Cariceteae [Kleinseggenrieder], mesotrophes und eutrophes Calthion [Feuchtwiesen]) sind selten und gefährdet. Sie sind entwicklungsgeschichtlich durch extensive Nutzung entstanden und in den letzten Jahrzehnten durch Nutzungsintensivierung und Entwässerung einerseits und Verbrachung andererseits stark zurückgegangen (Rennwald 2000). Die für diese Gesellschaften typischen Arten sind häufig niedrigwüchsig, lichtbedürftig und empfindlich gegenüber einem zu hohen Grad der Störung, ihre Keimung und Etablierung ist andererseits aber auch auf kleinflächige Störstellen angewiesen.

Weiterhin sind mesotrophe Ausprägungen von zwei weiteren Pflanzengesellschaften (Phragmitetea [Großseggenrieder und Röhrichte] und Filipendulion [Feuchtwiesenbrache]) ebenfalls selten und gefährdet. Diese Pflanzengesellschaften sind durch eine Vegetationsstruktur gekennzeichnet, die eher für Brachen als für Feuchtwiesen typisch ist. Aufgrund ihrer Artenzusammensetzung sind sie für den botanischen Artenschutz wertvoll, sind aber vermutlich für den Wiesenvogelschutz von untergeordneter Bedeutung. Artenarme Wirtschaftsgrünlandbestände und Flutrasen weisen zwar eine von typischen Wiesenvögeln präferierte Vegetationsstruktur auf, sind aber durch einen hohen Grad an landwirtschaftlicher Nutzung und der damit verbundenen Störung gekennzeichnet. Sie sind als Habitat für typische Feuchtwiesenarten weniger geeignet.

4.3.2 Sukzessionsschema

Zur Gliederung der einzelnen Pflanzengesellschaften (Sukzessionseinheiten) im nachfolgenden Sukzessionsschema (Abb. 4.2) wurden als wichtigste abiotische Parameter Hydrologie und Trophie der Standorte gewählt. Beide werden in hohem Maße von der Nutzung der Flächen beeinflusst: Intensive Nutzung beinhaltet die Verwendung mineralischer Dünger, was die Nährstoffverfügbarkeit der Flächen erhöht. Weiterhin wird eine intensive Nutzung grundwassernaher Standorte in der Regel von Entwässerungsmaßnahmen (Drainage) begleitet, die zu einem Absinken des Grundwasserspiegels führen. Extensive Nutzung (insbesondere Mahd) hingegen kann bei eutropher Ausgangssituation zu einer Aushagerung oder bei mesotrophen Bedingungen zu einem Erhalt des Nährstoffstatus der Flächen führen und wird im ehemals intensiv genutzten Feuchtgrünland oft mit Wiedervernässungsmaßnahmen gekoppelt. Wenn die Standorte nicht mehr genutzt werden, unterbleibt auch die Unterhaltung der Entwässerungssysteme. Dies führt langfristig zu einer Vernässung in den Flächen.

Durch den Einsatz mineralischer Dünger und die Entwässerung werden artenreiche Feuchtgrünlandgesellschaften und Kleinseggenrieder in artenarmes Wirtschaftsgrünland umgewandelt (Abb. 4.2). Flutrasen, die ebenfalls eine geringe Artendiversität aufweisen, entstehen an feuchten bis nassen Standorten bei intensiver Nutzung. Die Übernutzung eutropher Feuchtwiesen und -weiden kann insbesondere in Bereichen starker Bodenstörung die Entwicklung von Flutrasen fördern. Die Nutzungsaufgabe von artenreichem Feuchtgrünland führt zur Entwicklung von Röhrichten und Großseggenriedern (bis hin zu Bruchwaldgesellschaften, in Abb. 4.2 nicht mit aufgeführt). Durch die Wiedereinführung extensiver Nutzung auf ehemaligen Brachen können je nach trophischer Ausgangssituation in der Regel wieder mesotrophe bis eutrophe Feuchtwiesen entstehen.

4.3.3 Großflächige Vegetationsentwicklung (Gebietsanalysen)

Die Einführung extensiver Bewirtschaftungsformen führte in der Mehrzahl der betrachteten Fälle zur Verbesserung der Gebiete unter botanischen Gesichtspunkten. Durch fortwährende intensive Bewirtschaftung oder Nutzungsaufgabe blieb der floristische Wert der Bestände unverändert gering oder verschlechterte sich gegenüber dem Ausgangszustand (Abb. 4.3). Auch extensive Nutzung in Verbindung mit Vernässung

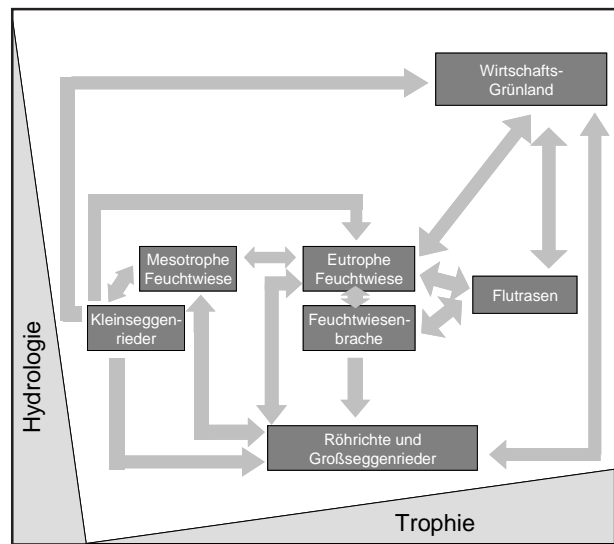


Abb. 4.2. Sukzessionsschema von Feuchtgrünlandstandorten unter Berücksichtigung von Trophie und Hydrologie.

Figure 4.2. Diagram of fen grassland succession considering trophic and hydrological gradients.

der Flächen wirkte sich in Einzelfällen negativ oder indifferent auf die Qualität der Pflanzenbestände aus (Abb. 4.3).

4.3.4 Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen

Die Betrachtung der Vegetationsentwicklung auf Dauerquadraten ergab, dass die meisten positiven Entwicklungen auf den Flächen mit einmaliger Mahdnutzung im Herbst und besonders im Sommer verzeichnet wurden, während sich Weidenutzung und Brache negativ auf die feuchtwiesentypische Vegetation auswirkte (Abb. 4.4).

Insgesamt stieg der Anteil an typischen Feuchtwiesenarten während des Beobachtungszeitraumes von 18 Jahren (1987-2005) signifikant (Tab. 4.3). Während zu Beginn der Untersuchung noch keine Unterschiede hinsichtlich des Zielartenanteils zwischen den Nutzungsvarianten nachweisbar waren, gab es nach 18 Jahren Laufzeit signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Nutzungsvarianten.

Insbesondere waren in den drei Mahdvarianten (zweischürige Mahd, Herbstmahd, Sommermahd) positive Tendenzen der Flächenentwicklung zu verzeichnen, während in den Brache- und Weide-Varianten der Anteil an Zielarten während des Beobachtungszeitraumes nicht weiter anstieg (Tab. 4.3, Abb.4.5).

Der Anteil an Zielarten unterschied sich zwischen der Brache und den verschiedenen Mahdvarianten kaum, während er unter Weidenutzung signifikant geringer als auf allen anderen Flächen war (Abb.4.5, Tab.4.4).

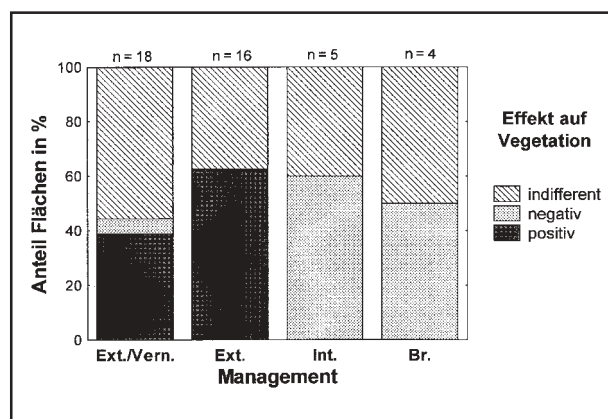


Abb. 4.3. Effekte unterschiedlicher landwirtschaftlicher Managementtypen (Extensivierung/ Vernässung, Extensivierung, Intensive Bewirtschaftung und Brache) auf die Vegetation. Dargestellt sind Prozentanteile der betrachteten Flächen und der Effekt ihrer Nutzung auf die feuchtwiesentypische Vegetation.

Figure 4.3. Effects of different management schemes (moderate land use + rewetting; moderate land use; intensive land use; abandonment) on vegetation.

Percentages of sites and the effect of management on the development of typical wet meadow vegetation are shown.

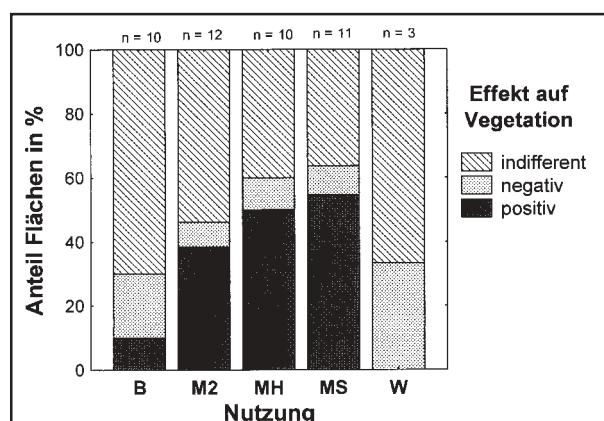


Abb. 4.4. Effekte unterschiedlicher landwirtschaftlicher Managementtypen (Brache, Zweischürige Mahd, Herbstmahd, Sommermahd und Beweidung) auf die Vegetation. Dargestellt sind Prozentanteile der betrachteten Dauerquadrate und der Effekt ihrer Nutzung auf die feuchtwiesentypische Vegetation.

Figure 4.4. Effects of different agricultural management types (abandonment; mowing twice a year; mowing in autumn; mowing in summer; grazing) on the vegetation. Percentages of permanent plots and the effect of their management on the typical wet grassland vegetation are shown.

Anhand der Ergebnisse der Dauerquadrate lässt sich die Vegetationsentwicklung detailliert nachvollziehen. Ehemaliges Wirtschaftsgrünland oder Flutrasen entwickelten sich auf den meisten Dauerquadrate nach Nutzungsextensivierung oder Brachfallen in Richtung Feuchtwiese (Bsp. siehe Abb. 4.6, Fläche „H2“) bzw. Feuchtwiesenbrache (Bsp. siehe Abb. 4.6, Fläche „H13“). In vor Beginn des Managements seit längerem ungenutzten Röhrichtern oder Großseggenriedern wurde durch Einführung einer Mahd ebenfalls die erwünschte Sukzessionsrichtung hin zur Feuchtwiese erreicht (Bsp. siehe Abb. 4.6, Flächen „D2“ und „D3“). Weidenutzung zeigte am Beispiel der Fläche „HWEI“ die Umwandlung einer Wirtschaftsgrünlandfläche in einen Flutrasen.

4.4 Diskussion

4.4.1 Problematik der Gebietsauswahl und -bewertung

Gebietsanalyse

Da für die Analyse der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Vegetation ausschließlich Gebiete ausgewählt wurden, für die sowohl vegetationskundliche als auch ornithologische Daten vorhanden waren und diese zudem die Situation vor und nach Einführung eines Managements dokumentieren sollten, war die Auswahl sehr begrenzt. Dies führt unter anderem auch dazu, dass letztendlich nur Gebiete inner-

Tabelle 4.3. Vergleich der Effekte von unterschiedlichen Managementtypen (Brache, zweischürige Mahd, Herbstmahd, Sommermahd und Beweidung) auf den Anteil der Zielarten in Prozent zu Beginn der Beobachtungen (1987) und nach 18 Jahren (2005): ANOVA-Ergebnisse

Table 4.3. Effects of different agricultural management types (abandonment; mowing twice a year; mowing in autumn; mowing in summer; grazing) on the percentage of target species at the start of observations (1987) and after 18 years (2005): Results of the ANOVA.

Effekt	SQ	Fg	MQ	F	p
Jahr	1191.0	1	1191.0	11.08	**
Nutzung zu Beginn der Untersuchung (1987)	281.0	4	70.3	0.52	n.s.
Nutzung nach 18 Jahren (2005)	846.3	4	211.6	2.87	*
Jahr (Brache)	130.8	1	130.8	0.64	n.s.
Jahr (zweischürige Mahd)	358.6	1	358.6	4.88	*
Jahr (Herbstmahd)	496.0	1	496.0	5.18	*
Jahr (Sommermahd)	408.4	1	408.4	5.37	*
Jahr (Beweidung)	9523.0	1	9523.0	0.67	n.s.

* = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, n.s. = nicht signifikant.

halb Deutschlands in die Analyse miteinbezogen wurden.

Die aus der Literatur gewonnenen Angaben zur landwirtschaftlichen Nutzung der Gebiete waren in der Regel sehr allgemein gehalten und zwischen Teilflächen der zum Teil bis zu 500 ha großen Gebiete wurde nicht unterschieden. Dies hatte zur Folge, dass nicht flächenscharf zwischen Managementtypen wie z.B. Mahd oder Beweidung einzelner Bereiche differenziert werden konnte, sondern für die Gebiete nur eine generelle Aussage zur Nutzung (extensive und intensive Nutzung bzw. Brache) möglich war.

Bezüglich der Wiedervernässung sollte erwähnt werden, dass dieser Faktor bei der Datenauswertung nur dann berücksichtigt wurde, wenn in den zur Verfügung stehenden Quellen gezielte Maßnahmen, die zu Erhöhung des Grundwasserstandes führen konnten (z.B. aktives Verschließen von Gräben), erwähnt wurden. Wenn solche Maßnahmen nicht durchgeführt wurden, kann sich die Hydrologie dennoch verändert haben, denn Nutzungsexensivierung oder -aufgabe sind oft mit der Unterlassung der Gräbenunterhaltung gekoppelt, die zur Verlandung der Gräben führt. Um diese Vorgänge zu dokumentieren, wären systematisch durchgeführte Messungen der Grundwasserstände sowie detaillierte floristische Daten nötig. Wenn diese nicht vorliegen, ist eine genauere Interpretation der hydrologischen Bedingungen in den Gebieten oft nicht möglich.

Da in den meisten berücksichtigten Gebieten Naturschutzmaßnahmen durchgeführt wurden, gab es nur eine vergleichsweise kleine Anzahl an Gebieten, die weiterhin intensiv genutzt wurden oder brach gefallen waren. Daher waren die Anzahlen an Wiederholungen für diese Nutzungstypen geringer als für die anderen (intensive Grünlandwirtschaft: n = 5, Brache: n = 4), was die Validität der Ergebnisse mindert.

Dauerquadrate

Die Dauerquadrate beinhalteten zum Teil Arten, die zu mehr als einer der in Tabelle 4.1 auf-

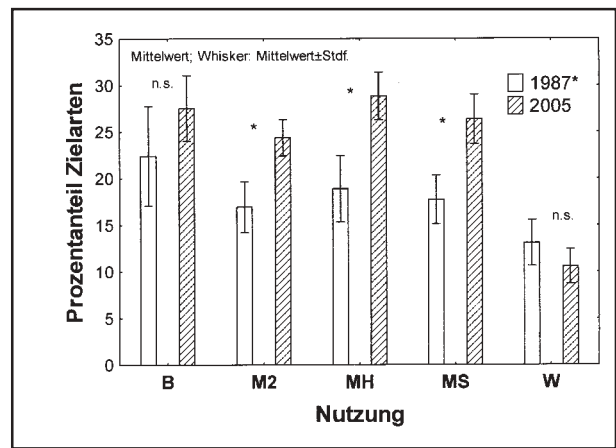


Abb. 4.5. Vergleich Zielarten (in %) in Dauerquadraten unterschiedlicher Nutzung (Brache, Zweischürige Mahd, Herbstmahd, Sommermahd und Beweidung) zu Beginn des Managements im Jahr 1987 (Ausnahmen: 2 Weiden: 1989 und 1991, eine zweischürige Mähweide 1989) und im Jahr 2005 nach 18 (bzw. 15 und 17) Jahren kontinuierlicher Nutzung. Signifikante Unterschiede sind mit * gekennzeichnet.

Figure 4.5. Comparison of target species (in %) at permanent plots of different management (abandonment; mowing twice a year; mowing in autumn; mowing in summer; grazing) at the start of the management in 1987 (exceptions: two pastures grazed since 1989 and 1991; a meadow mown twice a year since 1989) and in 2005 after 18 (15 and 17) years of continuous usage. Significant differences are marked with an asterisk.

geführten Pflanzengesellschaften gehörten, was eine eindeutige Zuordnung der einzelnen Aufnahmen zu einem Vegetationstyp erschwerte. In solchen Fällen wurden neben der bloßen Anwesenheit der Arten in den Flächen zusätzlich auch die Dominanzverhältnisse berücksichtigt. Da es allerdings auch fließende Übergänge zwischen den einzelnen Vegetationstypen gibt, wurden in Tabelle 4.5 einige Dauerquadrate mit mehr als einem Vegetationstyp bezeichnet. Dies ist auch der Grund, warum sich die Bereiche der einzelnen Vegetationstypen in Abb.4.6 zum Teil überschneiden.

Ebenso wie für die Gebietsanalyse gilt auch für die Dauerquadrate, dass die Anzahl der Wie-

Tabelle 4.4. Vergleich des Anteils an Zielarten in Prozent zwischen Flächen mit unterschiedlichen Managementtypen (B = Brache, M2 = zweischürige Mahd, MH = Herbstmahd, MS = Sommermahd und W = Beweidung) am Ende des Beobachtungszeitraumes (2005): Fisher LSD-Posthoc Test.

Table 4.4. Comparison of the percentages of target species on permanent plots of different management (B = abandonment; M2 = mowing twice a year; MH = mowing in autumn; MS = mowing in summer; W = grazing) at the end of observation in 2005: Fisher LSD-Posthoc test.

Management	B	M2	MH	MS	W
B		n.s.	n.s.	n.s.	**
M2	n.s.		n.s.	n.s.	*
MH	n.s.	n.s.		n.s.	**
MS	n.s.	n.s.	n.s.		**
W	**	*	**	**	

* = p < 0.05, ** = p < 0.01, n.s. = nicht signifikant.

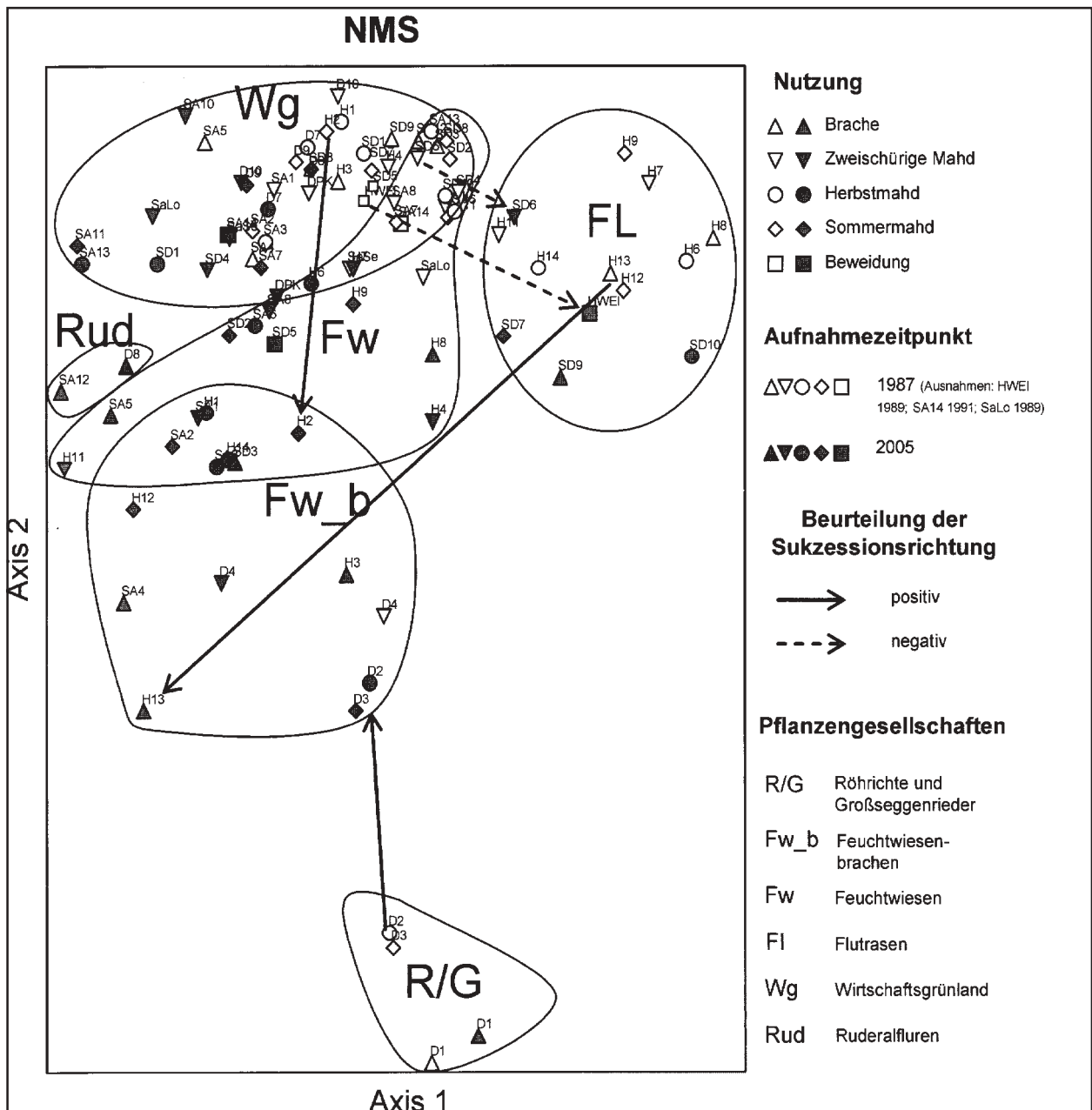


Abb. 4.6. Darstellung der betrachteten Dauerquadrate anhand ihrer Artenzusammensetzung. Nonmetric Multidimensional Scaling (NMS).

Figure 4.6. Distribution of permanent plots according to their species compositions. Nonmetric multidimensional scaling (NMS).

derholungen für einen der betrachteten Managementtypen gering war (Beweidung: n = 3), was die Aussagekraft der Statistik für diese Dauerquadrate einschränkt.

4.4.2 Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Feuchtwiesenvegetation

Gebietsanalyse

Entgegen der verbreiteten Auffassung für die Notwendigkeit von Wiedervernässung bei der Restitution von Feuchtwiesen (Van Diggelen et

al. 1994, Grootjans et al. 2002, siehe auch Niedermoorprogramm Schleswig-Holstein, LANU 2002) waren Maßnahmen zur Wiedervernässung nicht in jedem Fall erfolgreich (z.B. Borgfelder Wümmewiesen, Rosenthal, unveröffentlicht). Dies geht auch aus den Ergebnissen des Vergleichs unterschiedlich genutzter Gebiete der Gebietsanalyse hervor (siehe Abb. 4.3). Hier waren die Folgen der Grundwasseranhebung zusammen mit extensiver Nutzung insgesamt weniger erfolgreich als Nutzungsextensivierung ohne zusätzliche Vernässungsmaßnahmen und in Einzelfällen sogar negativ für die Entwicklung der Pflanzenbestände.

Ein hydrologisches Regime mit langfristig nahe der Oberfläche befindlichen Wasserständen kann für die Erhaltung bzw. Entwicklung artenreichen Feuchtgrünlandes eher kontraproduktiv sein (siehe z.B. Hohner See, Rixen 1997). Folge sind häufig anaerobe Verhältnisse im Boden und damit erhöhte Stickstoff- und Sulfatkonzentrationen, was wiederum zu Phosphatmobilisation und damit einer internen Eutrophierung führen kann (Jansen & Roelofs 1996). Dies hat u.a. negative Folgen für die Regeneration von feuchtwiesentypischen Pflanzengesellschaften. Zusätzlich kann eine Anhebung des Grundwasserstandes Pflegemaßnahmen wie Mahd der Flächen erschweren oder das Verhalten von Weidetieren in einer Weise beeinflussen, dass es auf trockeneren Bereichen des Gebiets zur Überweidung kommt, während nasse Bereiche de facto brach fallen (z.B. Benn 2002, Holsten 2003). Folge einer solchen Entwicklung ist die Ausdehnung von Röhrichtgesellschaften und Großseggenriedern und ein Rückgang der lichtbedürftigen Feuchtwiesen- und Kleinseggenrasenarten.

Dennoch ist in stärker entwässertem Feuchtgrünland eine moderate Anhebung der Grundwasserstände für die Entwicklung von artenreichen Feuchtwiesen essentiell. Damit ist Art und Grad der Wiedervernässung wesentlich für die Richtung der Vegetationsentwicklung. Dies kann zu Zielkonflikten zwischen unterschiedlichen Interessengruppen führen, wenn einerseits Nährstoffretention (durch langfristige Überstauung) und andererseits Erhalt und Restitution der Artenvielfalt von Feuchtwiesen und Kleinseggenriedern in den Vordergrund gestellt werden.

Eine Fortführung der intensiven Nutzung sowie Brachfallen der Flächen hatte, wie zu erwarten, keine positiven Folgen für die Entwicklung feuchtwiesentypischer Pflanzengesellschaften (siehe Abb.4.3), da die in Kapitel 4.1 erwähnten Faktoren, die zum Rückgang dieser Pflanzengesellschaften geführt haben (u.a. Düngung, Entwässerung und Beschattung) weiterhin wirksam sind.

Dauerquadrate

Die Auswertung der Vegetationsentwicklung auf Dauerquadraten ermöglicht Aussagen darüber, welche Art von Management im Hinblick auf die Förderung typischer Feuchtgrünlandvegetation erfolgversprechend ist. Die statistischen Analysen zeigen, dass Mahdnutzung, insbesondere einschürige Mahd in Sommer und Herbst, zu einem deutlichen Anstieg des Anteils an Zielarten in den betrachteten Dauerquadraten führten. Weidenutzung hingegen stellte sich als unwirksam oder sogar negativ für die Entwicklung von Feuchtgrünlandarten heraus. Die wichtigsten Vorteile einschüriger Mahdsysteme gegenüber Beweidung bestehen in einer effektiveren Aus-

hagerung der Flächen und dementsprechend schnelleren Verschiebung der Trophie von stark eutrophen zu weniger eutrophen bis mesotrophen Verhältnissen (Bakker 1989), was wiederum den lichtbedürftigen Arten der Kleinseggenrieder und mesotrophen Feuchtwiesen zu Gute kommt. Zweischürige Mahd verstärkt diesen Effekt, führt aber auch zu einem erhöhten Störungsniveau auf den Flächen und erschwert die generative Ausbreitung vieler Pflanzenarten. In Brachevarianten erfolgte die Vegetationsentwicklung zum Teil ausgehend von artenarmen Wirtschaftsgrünland-Gesellschaften und Flutrasen Richtung Feuchtwiesen-Brache. Derartige Entwicklungen wurden aufgrund des zeitweiligen Anstieges an Zielarten teilweise als positiv gewertet. Es ist aber zu erwarten, dass im Zuge der weiteren Sukzession mit Erreichen späterer Brachestadien (vgl. Jensen & Schrautzer 1999) die Deckung der Zielarten zurückgehen wird und diese letztendlich ausfallen werden. Bereits etablierte Individuen von Zielarten können zwar über mehrere Jahre bis Jahrzehnte in brachgefallenen Flächen persistieren, sind aber nicht mehr in der Lage, sich erfolgreich generativ zu vermehren, da die für Keimung und Etablierung erforderlichen Standortbedingungen (z.B. kleinflächige Störstellen) nicht mehr gegeben sind. Dies führt zur Überalterung der Bestände und letztendlich zu deren Aussterben (Oostermeijer et al. 1994). Im Falle der Dauerflächen ist davon auszugehen, dass nach einer Zeitspanne von 18 Jahren die meisten Arten zumindest noch mit einigen Individuen auf den Bracheflächen zu finden waren und ein Ausfallen der Arten erst nach einem längeren Zeitraum erfolgen wird.

Auch für andere Prozesse wie z.B. die Auslagerung der Flächen gilt, dass sich die für Zielgesellschaften erforderlichen Standortbedingungen erst nach längerer Zeit einstellen. Dies ist insbesondere bei Beweidung der Fall (Stammell et al. 2003).

Zusätzlich erfordert die Einwanderung von im Gebiet seltenen und gefährdeten Feuchtgrünlandarten Zeit, da diese zum Teil auf wenige isolierte Restpopulationen beschränkt und damit ausbreitungslimitiert sind (z.B. Poschlod & Biewer 2005).

Diese Überlegungen lassen sich auch auf die Gebietsanalyse übertragen, bei der der Beobachtungszeitraum der einzelnen Gebiete von maximal 15 bis wenigen Jahren reicht.

Tabelle 4.5. Bewertung der Vegetationsentwicklung auf Dauerquadraten verschiedener Nutzung (SCHWARTZE, unveröff.) nach 18 Jahren (von 1987* bis 2005) unter Berücksichtigung der Sukzessionsrichtung und des Vorkommens von Zielarten. Nutzung: Ext. = extensive Weide- oder Wiesennutzung, Int. = Intensive Weide- oder Wiesennutzung, Br = Brache; Pflanzengesellschaften 1987*/Sukzessionsrichtung: hin zu Ks = Kleinseggenriedern (Scheuchzerio-Caricetea fuscae), Fw_m = mesotrophen Feuchtwiesen (mesotrophem Calthion), Fw_e = eutrophen Feuchtwiesen (eutrophem Calthion), Fw_br = Feuchtwiesenbrachen (Filipendulion ulmariae), Fl = Flutrasen (Lolio-Potentillion), R/G = Röhrichten und Großseggenriedern (Phragmitetea), Wg = Wirtschaftsgrünland (Molinio-Arrhenateretea-Basalgesellschaft und Lolio-Cynosoretum), Rud = Ruderalgesellschaften (Artemisietea).

Table 4.5. Evaluation of the development of vegetation at permanent plots under different management after 18 years of observation (1987* to 2005; SCHWARTZE, unpublished) based on the direction of the succession and presence of target species. Management: Ext.=moderate grazing and/or hay making, Int.= heavy grazing and/or hay making, Br.=abandonment; 1987*/direction of the succession: Ks=to small sedge community (Scheuchzerio-Caricetea fuscae), Fw_m=to mesotrophic fen grassland (mesotrophic Calthion), Fw_e=eutropic fen grassland (eutrophic Calthion), Fw_br=abandoned fen grassland (Filipendulion ulmariae), Fl=heavily grazed wet pasture (Lolio-Potentillion), R/G=reed and tall sedge communities (Phragmitetea), Wg=agricultural grassland (Molinio-Arrhenateretea-community and Lolio-Cynosoretum), Rud=ruderal communities (Artemisietea).

Gebietsname	Code	Maßnahmen	Nutzung	Ausgangssituation	Pflanzengesellschaft 1987*	Anzahl Zielarten 1987*	Auswirkungen auf	Sukzessionsrichtung	Anzahl Zielarten 2005	Gesamteffekt auf Vegetation
Düsterdieker Niederung	D1		B		Fw_b	3		R/G	2	-
Düsterdieker Niederung	D8		B		Wg_e	5		Rud	4	0
Heuchbachwiesen	H13		B		Fl	2		Fw_b	7	0
Heuchbachwiesen	H3		B		Wg_e	5		Fw_b	5	0
Heuchbachwiesen	H8		B		Fl	1		Fw_b	5	+
Saerbeck	SA12		B		Wg_e	1		Rud	3	0
Saerbeck	SA4		B		Fw_e	10		Fw_b	13	0
Saerbeck	SA5		B		Fw_e	7		Fw_e	9	0
Strönfeld	SD3		B		Wg_e	3		Rud	3	0
Strönfeld	SD9		B		Fw_e	8		Fw_b	5	-
Düsterdieker Niederung	D10		M2		Wg_e	4		Wg_e	6	0
Düsterdieker Niederung	D4		M2		Fw_b	7		Fw_e	13	+
Düsterdieker Niederung	DPK		M2		Wg_e	3		Wg_e	4	0
Heuchbachwiesen	H11		M2		Wg_m	4		Fw_m	8	+
Heuchbachwiesen	H4		M2		Wg_e	5		Fw_e	6	+
Heuchbachwiesen	H7		M2		Fl	1		Fw_e	8	+
Saerbeck	SA1		M2		Fw_e	8		Fw_e	11	0
Saerbeck	SA10		M2		Wg_e	1		Wg_e	4	0
Saerbeck	SA8		M2		Fw_e/Wg_e	7		Fw_e	9	+
Saerbeck	SaLo		M2		Wg_e	0		Wg_e	3	0
Saerbeck	SaSe		M2		Fw_e	8		Fw_e	9	0
Strönfeld	SD4		M2		Wg_e	2		Wg_e/Fw_e	4	0
Strönfeld	SD6		M2		Fw_e	7		Fl	6	-
Düsterdieker Niederung	D2		MH		R/G	3		Fw_b	9	+
Düsterdieker Niederung	D7		MH		Wg_e	2		Fw_e	4	0
Heuchbachwiesen	H1		MH		Wg_e	5		Fw_e	10	+
Heuchbachwiesen	H14		MH		Fl	3		Fw_m	7	+
Heuchbachwiesen	H6		MH		Fl	2		Wg	6	0
Saerbeck	SA13		MH		Wg_e	1		Wg_e	4	0
Saerbeck	SA3		MH		Fw_e	7		Fw_m	10	+
Saerbeck	SA6		MH		Fw_e	9		Fw_e	9	0
Strönfeld	SD1		MH		Wg_e	2		Wg_e/Fw_e	5	+
Strönfeld	SD10		MH		Fw_e	8		Fw_b	5	-
Düsterdieker Niederung	D3		MS		R/G	2		Fw_e	12	+
Düsterdieker Niederung	D9		MS		Wg_e	2		Wg_e	3	0
Heuchbachwiesen	H12		MS		Fl	2		Ks	10	+
Heuchbachwiesen	H2		MS		Wg_e	8		Fw_e	8	+
Heuchbachwiesen	H9		MS		Fl	1		Fw_e	8	+
Saerbeck	SA11		MS		Wg_e	2		Wg_e	2	0
Saerbeck	SA2		MS		Fw_e	6		Fw_e	8	0
Saerbeck	SA7		MS		Fw_e/Wg_e	8		Fw_e	7	+
Strönfeld	SD2		MS		Wg_e	3		Wg_e/Fw_e	4	+
Strönfeld	SD7		MS		Fw_e	7		Fl	5	-
Strönfeld	SD8		MS		Fw_e	8		Fw_e	8	0
Heuchbachwiesen	HWE1		W		Wg_e	4		Fl	2	-
Saerbeck	SA14		W		Wg_e	2		Wg_e	2	0
Strönfeld	SD5		W		Wg_e	4		Wg_e	4	0

*Ausnahmen: HWE1 1989; SA14 1991; SaLo 1989)

4.5 Literatur

- AGF. 1992-1999, 2002, 2004. *Feuchtwiesenschutzprogramm*. Jahresbericht der Arbeitsgruppe Feuchtwiesen (AGF) der Biologischen Station Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen.
- Bakker, J.P. 1989. *Nature management by grazing and cutting*. Geobotany 14. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht [et al.].
- Bakker, J.P. & Berendse, F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68.
- Belting, S. 2003. *Dauerbeobachtungsflächen zur vegetationskundlichen Erfassung in Nordkehdingen 1994-2003*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg – Dezernat 503. Quernheim.
- Benn, B. 2002. *Steuermechanismen der Beweidungsintensität*. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Landschafts-ökologie.
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Elberse, W. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.
- Daniels, J. & Hallen, A. 1996. Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Ochsenmoor; Niedersachsen. *Natur und Landschaft* 71. Jg. Heft 7/8: 304-310.
- Dierßen, K. 1988. *Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins*. Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Heft 6. 2. überarbeitete Auflage. Kiel.
- Dierßen, K. & Dierßen, B. 2001. *Moore*. Ulmer, Stuttgart.
- EEVOM. 2002. *E + E-Vorhaben „Osterfeiner Moor“*. Programm und Kurzfassung der Vorträge des 2. Statusseminars am 22. Januar 2002 in Vechta.
- Ellenberg, H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5. Aufl.. Ulmer, Stuttgart.
- Grootjans, A.P., Fresco, L.F.M., de Leeuw, C.C. & Schippers, P.C. 1996. Degeneration of species-rich *Calthion palustris* haymeadows; some considerations on the community concept. *Journal of Vegetation Science* 7: 185-194.
- Grootjans, A.P., Bakker, J.P., Jansen, A.J.M. & Kemmers, R.H. 2002. Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149-170.
- Handke, K. & Kundel, W. 1996. Veränderungen der Vegetation und Fauna auf überstauten Grünlandflächen im Niedervieland – Ergebnisse sechsjähriger Untersuchungen im GVZ-Ausgleichsraum. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 1:179-187.
- Hellberg, F. 1996. Floristisch-vegetationskundliche Bewertung von Versuchen zur Grünland-Wiedervernässung in nordwestdeutschen Überflutungspoldern. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Bremen* 43/2: 409-427.
- Holsten, B. 2003. *Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal*. Dissertation an der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Online-Veröffentlichung: www.e-diss.uni-kiel.de/diss_921.
- Janhoff, D. 1996. Monitoring der Grünlandvegetation im Bereich des NSG „Borgfelder Wümmewiesen“. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 1: 99-116.
- Jansen, A. J. M. & Roelofs, J. G. M. 1996. Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological Engineering* 7: 279-298.
- Jensen, K. & Schrautzer, J. 1999. Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanism of successional change. *Applied Vegetation Science* 2: 79-88.
- Jongman, R.H., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen.
- Joyce, C.B. & Wade, M.P. 1998. Wet Grasslands: A European Perspective. In: Joyce, C.B. & Wade, M.P. (eds.) *European wet grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, pp. 1-12. John Wiley, London.
- Korneck, D. & Sukopp, H. 1988. *Rote Liste der in der BRD ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 19.
- LANU 2002. *Programm zur Wiedervernässung von Niedermooren*. Stand 27.06.2002, Landesamt für Natur- und Umwelt Schleswig-Holstein. www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/24448/

- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, USA.
- Michels, C. 1993. Grünlandextensivierung im Feuchtgebiet Saerbeck. *LÖLF-Mitteilungen* 2: 51-55.
- Mordhorst, H. 1989. *Vegetationskartierung des geplanten Naturschutzgebietes „Alte Sorge-Schleife“*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Nortorf.
- Mountford, J.O., Roy, D.B., Cooper, J.M., Manchester, S.J., Swetnam, R.D. & Warman, E.A. 2000. Targeting habitat restoration: methods and application to lowland wet grassland. *Aspects of Applied Biology* 58: 255-262.
- Oostermeijer, J.G.B., van't Veer, R. & den Nijs, J.C.M. 1994. Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 31: 428-438.
- Oppermann, R.; Luick, R. 1999. Extensive Beweidung und Naturschutz - Charakterisierung einer dynamischen und naturverträglichen Landnutzung. *Natur und Landschaft* 74. Jg. 10: 411-419.
- Pfadenhauer, J. & Grootjans, A. 1999. Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science* 2: 95-106.
- Poschlod, P. & Biewer, H. 2005. Diaspore and gap availability are limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica* 40: 13-34.
- Pott, R. 1995. *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart.
- R Development Core Team. 2005. *R: A language and environment for statistical computing*. Version 2.1.1. R Foundation for statistical computing. <http://www.r-project.org>.
- Rennwald, E. 2000. *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 35, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- Rixen, C. 1997. *Auswirkungen der Wiedervernässung am Hohner See auf die Vegetation*. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Botanischen Institut der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Rosenthal, G. 1992. *Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen*. Dissertationes Botanicae 182. Cramer, Berlin [et al.].
- Roßkamp, T. 2001. Flora und Vegetation der Weserinsel „Strohauser Platte“. *Drosera* 1/2: 153-182.
- Sach, W., Birkholz, F., Staudinger, P. & Westphal M. 1991. *Untersuchung über die Nährstoffverhältnisse im Boden des geplanten NSG „Alte Sorge-Schleife“*. Unveröffentlichtes Gutachten des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Kiel.
- Sach, W. 1997. *Effizienzkontrolle im Naturschutzgebiet „Alte Sorge-Schleife“*. Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein. Kiel.
- Schomaker, W. 1992. Vegetationskundliche Entwicklung von Grünlandbeständen. *LÖLF-Mitteilungen* 3/92: 46-47.
- Schrautzer, J. & Wiebe, C. 1993. Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. *Phytocoenologia* 22(1): 105-144.
- Schrautzer, J. 2004. *Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt*. Mitteilungen der AG Geobotanik in S-H und Hamburg, 63.
- Schubert, R., Hilbig, W. & Klotz, S. 2001. *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Schwarze, P. 1992. *Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen*. Dissertationes Botanicae 183. J. Cramer, Berlin – Stuttgart.
- Schwöppe, M., Verch, G. & Vormann, M. 1992. Zur landwirtschaftlichen Nutzung von Feuchtwiesen im Kreis Borken. *LÖLF-Mitteilungen* 3/92: 69-75.
- Stammel, B., Kiehl, K. & Pfadenhauer, J. 2003. Alternative management on fens: response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science* 6: 245-254.
- Statsoft, Inc. 2005. *STATISTICA für Windows* (Software-System für Datenanalyse). Version 7.1. www.statsoft.com. Tulsa, USA.
- Succow, M. & Joosten, H. 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl.. Schweizerbart, Stuttgart.
- Van Diggelen, R., Grootjans, A. P. & Burkunk, R. 1994. Assessing restoration perspectives of disturbed brook valleys: the Gorecht area, the Netherlands. *Restoration Ecology* 2: 87-96.
- Wheeler, B.D. 1988. Species richness, species rarity and conservation evaluation of rich-fen vegetation in lowland England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 25: 331-353.

- Wisskirchen, R. & Haeupler, F. 1998. *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Wittig, B. & Diekmann, M. 2005. Projektgebiet „Fehntjer Tief-Niederung“ in Prüter, J. (Projektleiter): *Unveröffentlichter Zwischenbericht des DBU-Fördervorhabens „Entwicklung und Erprobung von Methoden zur ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen im Grünland Nordwestdeutschlands“*. S. 14-39.

5 Schutzmaßnahmen für Feuchtwiesen und ihr Erfolg

Einerseits können Feuchtwiesenvögel und Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften auf intensiv genutzten Grünlandstandorten ohne weitere Hilfsmaßnahmen offensichtlich nicht mehr existieren, andererseits verschwinden sie aber auch sehr rasch nach der Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung. Das Ziel des Feuchtwiesenschutzes muss also in vielen Fällen darin bestehen, die Bewirtschaftung so anzupassen, dass die Bestände der Zielarten dauerhaft erhalten werden können. Auf Feuchtwiesenstandorten, die seit längerer Zeit brach gefallen sind, kann auch die Wiederaufnahme der Nutzung ein Beitrag zum Feuchtwiesenschutz sein (Thorup, 1998).

Im Vergleich zur intensiven Grünlandbewirtschaftung sind an Schutzbedürfnisse angepasste Nutzungen weniger profitabel, so dass entweder ein finanzieller Ausgleich für die auf ihren eigenen Flächen wirtschaftenden Landwirte erfolgt (Vertragsnaturschutz) oder die Flächen in das Eigentum von Naturschutzbehörden oder -organisationen übergehen und danach gepflegt werden.

Für die Betrachtung der Effizienz wird im Rahmen dieses Berichts unterschieden zwischen den eher administrativen Ansätzen „Landkauf“ und „Vertragsnaturschutz“ auf Privatflächen und den einzelnen, konkreten Pflegemaßnahmen, wie zum Beispiel „Reduktion der Weidetierdichte“ die sowohl auf Privat- wie auch Naturschutzflächen durchgeführt werden kann. Etwas aus dem Rahmen fallen hierbei die fünf sogenannten „Naturschutzköge“ an der Wattenmeerküste (Hötter et al., 2001), die aus jüngeren Eindeichungen bzw. Abdämmungen von Ästuaren entstanden sind und sich vollständig in Staatsbesitz befinden. Getrennt betrachtet werden außerdem die beiden hier behandelten Gelege- und Brutschutzprogramme, die einen deutlich anderen Charakter als die übrigen Maßnahmen besitzen. Die Methode besitzt in den Niederlanden bereits eine lange Tradition (Teunissen, 2000) und wird in Deutschland zur Zeit in unterschiedlichen Ansätzen erprobt (Jeromin, 2006; Roßkamp, 2000).

5.1 Darstellung der Maßnahmen

Die Daten, auf denen die folgenden Auswertungen beruhen, sind in Anhang 3 dargestellt. Die dort aufgelisteten Fälle wurden nach Verfügbarkeit der Daten und nicht nach Repräsentativitätsgesichtspunkten ausgewählt. Die Häufigkeit der einzelnen Maßnahmen können deshalb nicht die reale Verteilung der Schutzinitiativen widerspiegeln, aber Aufschlüsse über einige Zusammenhänge geben.

Die zur Auswertung herangezogenen Fälle stammen Untersuchungen in der Seemarsch (18 Fälle) und dem übrigen Binnenland (52). 20 Fälle aus dem Ausland wurden nicht klassifiziert. Die Gebiete wiesen überwiegend mineralische Böden auf, waren in der Mehrzahl zu mindestens 25% ihrer Fläche Schutzgebiete und beinhalten in etwa der Hälfte der Fälle substantielle Anteile von Land im Eigentum des Naturschutzes (Abb. 5.1). In den Gebieten, die nicht zu den fünf Naturschutzkögen und den Gelege- bzw. Brutschutzansätzen gehörten, wurden in etwa der Hälfte der Fälle sowohl Landkauf als auch Vertragsnaturschutz durchgeführt (Abb. 5.2), Gebiete mit nur einer der beiden Varianten waren seltener.

Die konkreten Management-Maßnahmen in den Gebieten bestanden häufig aus Veränderungen des Wasserhaushalts und /oder der Bewirtschaftung. So wurde in etwa 60% der Fälle der Wasserstand zur Brutzeit angehoben, in etwa 50% der Fälle offene Flachgewässer angelegt und in etwa 20% der Fälle winterliche Überstauungen zugelassen (Abb. 5.3). Die Bewirtschaftung der Grünlandflächen wurde häufig extensiviert. Dies bedeutete in fast allen Fällen eine Reduktion oder sogar einen Stopp der Düngung und ging oft einher mit einer Reduktion der Weideviehdichte, einer Verzögerung des Auftriebs im Frühjahr und einer Verzögerung des ersten Mahdtermins (Abb. 5.4).

Veränderungen des Wasserregimes waren häufig nur dann möglich, wenn Ländereien gekauft wurden. In den Gebieten, in denen Landkauf stattfand, wurden signifikant häufiger Flach-

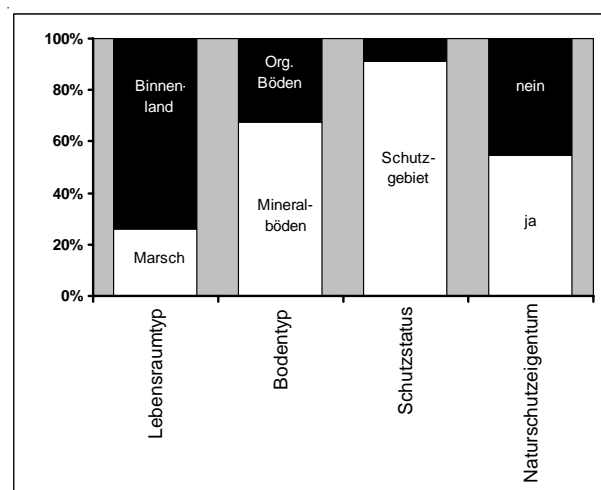


Abbildung 5.1. Bodentyp, Schutzstatus und Besitzverhältnisse der 90 in dieser Studie untersuchten Wiesenvogelschutzprojekte (Lebensraumzugehörigkeit nur für Projekte aus Deutschland, n=70).

Figure 5.1. Habitat type, soil type, protection status and ownership of 90 cases investigated in this study (habitat type only for sites in Germany, n=70).

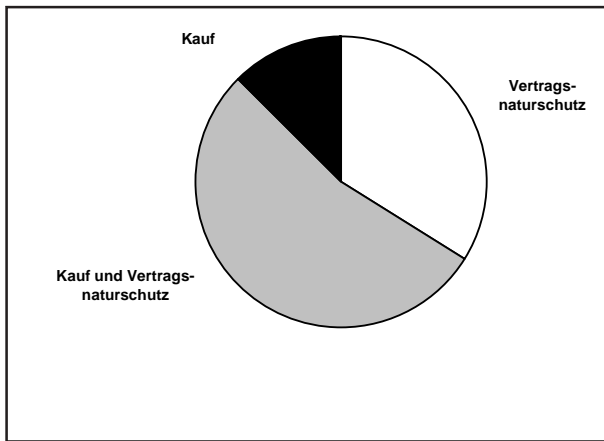


Abbildung 5.2. Schutzansätze der 90 in dieser Studie untersuchten Projekte
Figure 5.2. Distribution of approaches to protect wet grasslands in the 90 cases involved in this study.

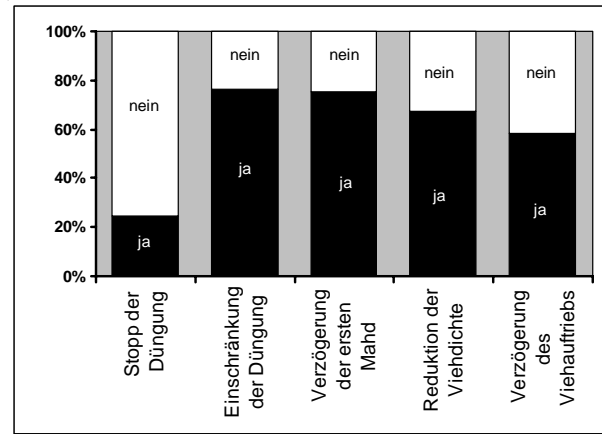


Abbildung 5.4. Veränderungen der Flächenbewirtschaftung der 90 in dieser Studie untersuchten Projekte.
Figure 5.4. Changes in field management (restrictions to farming) in the 90 cases involved in this study.

wasserzonen angelegt, der Wasserstand zur Brutzeit angehoben und eine winterliche Überstauung zugelassen als in Gebieten, in denen nur Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes durchgeführt wurden (Tab. 5.1).

Die Maßnahmen der Flächenextensivierung waren weniger mit dem Instrument des Flächenkaufs verbunden. Signifikante Zusammenhänge gab es nur mit der Düngung und der Verzögerung der ersten Mahd, nicht jedoch mit der Verzögerung des Viehauftriebs oder der Weideviehdichte (Tab. 5.1).

Großflächige Überstauungen von Feuchtwiesenflächen im Winter sollten auch zur Reduktion der Kleinsäugerdichte dienen. Dadurch wurde der Versuch unternommen, die Gebiete für Raubsäugetiere, die auch eine Gefahr für die Gelege und Küken der Wiesenvögel darstellen, unattraktiv zu gestalten und ihre Aktivitäten einzudämmen. In fünf Gebieten erfolgte eine geziel-

te Tötung potentieller Räuber von Gelegen und Bruten der Wiesenvögel. In der Praxis beschränken sich Maßnahmen vor allem auf Füchse, während der Abschuss von Rabenvögeln vor allem in der Jägerschaft diskutiert wird.

5.2 Bestandsentwicklungen von Vögeln nach Schutzmaßnahmen

Trotz aller Bemühungen waren die bisher durchgeführten Schutzprojekte nicht immer erfolgreich. Die nach den Maßnahmen eingetretenen Bestandsveränderungen variierten von Fall zu Fall. Im Durchschnitt stiegen die Siedlungsdichten der Bestände innerhalb der ersten fünf oder zehn Jahre an und gingen dann wieder zurück. Lediglich der Große Brachvogel konnte in den Projektgebieten langfristige steigende Bestände erreichen (Abb. 5.5). Für die anderen Arten stellten sich zwar in einigen Fällen kurzfris-

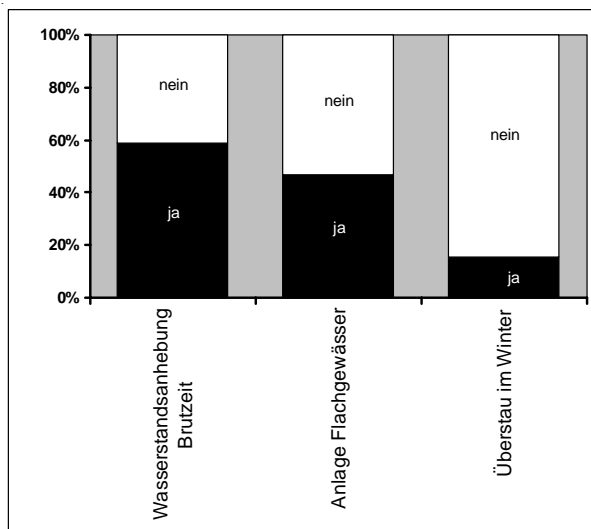


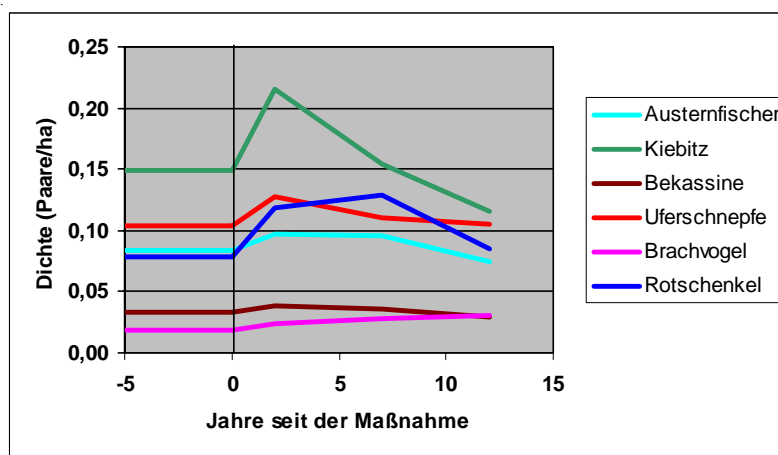
Abbildung 5.3. Veränderungen des Wasserhaushalts der 90 in dieser Studie untersuchten Projekte.
Figure 5.3. Changes in water management in the 90 cases involved in this study.

Tabelle 5.1. Zusammenhang zwischen dem Schutzansatz „Landkauf“ und einzelnen Maßnahmen des Habitatmanagements. Angegeben ist jeweils, in welchem Anteil der Fälle die entsprechende Maßnahme vorkam. Die letzte Spalte enthält die Ergebnisse von Fisher-Tests.

Table 5.1. Relationship of land purchase to the occurrence of habitat management measures. The figures give the percentages of occurrence of the different single habitat management measures in sites with or without land purchase. The last column gives the results of Fisher tests.

	n	Anteil bei Landkauf	Anteil ohne Landkauf	p (Exakter Test von Fisher)
Wasserstandsanhhebung zur Brutzeit	90	77%	32%	0,000
Anlage von Flachgewässern	90	62%	24%	0,001
Überstau im Winter	90	23%	5%	0,037
Stopp der Düngung	89	40%	3%	0,000
Einschränkung der Düngung	88	85%	64%	0,041
Verzögerung der ersten Mahd	89	83%	64%	0,048
Reduktion der Viehdichte	89	74%	58%	0,170
Verzögerung des Viehauftriebs	89	60%	56%	0,670

Abbildung 5.5. Bestandsentwicklungen von Watvogelpopulationen (Paare/ha) nach Managementmaßnahmen (Mittelwerte aus insgesamt 78 Gebieten, schematische Darstellung).
Figure 5.5. Density changes in meadow bird populations following protection measures. Averages out of 78 sites, schematic illustration.



tige Bestandserhöhungen ein (für den Rotschenkel sogar signifikant), die sich aber im Laufe der Jahre häufig nicht halten konnten. Betrachtet man nicht die durchschnittliche Dichte, sondern gewichtet jedes Gebiet gleich und wertet nur die relativen Zu- oder Abnahmen unabhängig von der Siedlungsdichte, ergeben sich langfristig signifikant negative Bestandsentwicklungen (bezogen auf den Ausgangsbestand vor den Maßnahmen) für Kiebitze und Uferschnepfen (Tab. 5.2).

Berücksichtigt man allerdings die Bestands-trends der verschiedenen Watvogelarten in Deutschland (Tab. 5.2) und vergleicht die Bestände nach den Maßnahmen nicht mit den Ausgangsbeständen, sondern mit den Beständen, die unter Berücksichtigung des Trends in Deutschland zu erwarten gewesen wären, ergibt sich ein etwas positiveres Bild für den Erfolg der

Maßnahmen. Signifikant negative Einflüsse verschwinden. Ein signifikant positiver Einfluss ergibt sich zusätzlich für den Kampfläufer für den Zeitraum 5-9 Jahre nach den Maßnahmen. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass außer für den Brachvogel sich die Wirkung der Maßnahmen im allgemeinen auf einen Zeitraum von bis zu etwa 10 Jahren beschränkte, und dass diese Maßnahmen immerhin den Rückgang der lokalen Populationen verlangsamen konnten.

Zu ähnlichen Ergebnissen gelangt eine Studie von neun Feuchtwiesenreservaten der Royal Society for the Protection of Birds in Großbritannien (Ausden & Hirons, 2001). Die Bestände von Kiebitz, Bekassine und Rotschenkel stiegen in den ersten sechs (Bekassine) bzw. sieben (Kiebitz und Rotschenkel) Jahren nach Durchführung der Maßnahmen und fielen danach aber fast ebenso stark wieder ab.

Nullhypothese: Keine Bestandsveränderung						
	Zeit seit den Maßnahmen					
	0-4 Jahre		5-9 Jahre		>9 Jahre	
	df	t	df	t	df	t
Austernfischer	17	1,16	8	0,48	6	-0,94
Kiebitz	54	-0,80	35	-2,16	17	-3,40
Kampfläufer	7	0,12	7	-0,88	6	-2,32
Bekassine	38	-1,74	25	-1,97	12	-1,63
Uferschnepfe	44	0,35	31	-1,00	23	-2,56
Brachvogel	44	5,33	32	2,83	24	3,13
Rotschenkel	41	2,25	22	-0,40	15	-0,90

Nullhypothese: Bestandsveränderung wie Trend in Deutschland						
	Zeit seit den Maßnahmen					
	0-4 Jahre		5-9 Jahre		>9 Jahre	
	df	t	df	t	df	t
Austernfischer	17	0,92	8	0,10	6	-1,42
Kiebitz	54	-0,27	35	-0,77	17	-1,73
Kampfläufer	7	1,52	7	5,72	6	0,57
Bekassine	38	-0,92	25	-0,21	12	1,53
Uferschnepfe	44	1,60	31	1,31	23	0,28
Brachvogel	44	6,17	32	4,12	24	4,76
Rotschenkel	41	2,02	22	-0,59	15	-1,43

	nicht signifikant
	p<0,05
	p<0,01
	p<0,001

Tabelle 5.2. Tests der Bestandsentwicklungen von Wiesenvogelarten nach Schutzmaßnahmen. Oben: Ergebnisse von t-Tests zum Vergleich der beobachteten Bestandsveränderungen mit der Null-Hypothese gleichbleibender Bestände. Unten: Ergebnisse von t-Tests zum Vergleich der beobachteten Bestandsveränderungen mit der Bestandsentwicklung der Populationen in ganz Deutschland.

Table 5.2. Student's t-tests of population trends after protection measures. Above: Null Hypothesis: No change. Below: Null-hypothesis: Population trend equals mean population trend in Germany.

0 bis 4 Jahre nach den Maßnahmen						
	Kiebitz	Kampfläufer	Bekassine	Uferschnepfe	Brachvogel	Rotschenkel
Austernfischer	0,58	0,66	0,17	0,44	0,30	0,58
Kiebitz		-0,07	0,42	0,67	-0,06	0,57
Kampfläufer			0,50	0,26		-0,24
Bekassine				0,50	0,18	0,33
Uferschnepfe					0,03	0,51
Brachvogel						0,32
5 bis 9 Jahre nach den Maßnahmen						
	Kiebitz	Kampfläufer	Bekassine	Uferschnepfe	Brachvogel	Rotschenkel
Austernfischer	0,18	0,49	0,60	0,35		0,45
Kiebitz		0,61	0,39	0,69	-0,32	0,60
Kampfläufer			0,10	0,88		0,64
Bekassine				0,27	-0,01	0,34
Uferschnepfe					0,18	0,47
Brachvogel						-0,29
10 oder mehr Jahre nach den Maßnahmen						
	Kiebitz	Kampfläufer	Bekassine	Uferschnepfe	Brachvogel	Rotschenkel
Austernfischer	0,80	0,41	1,00	0,46		0,82
Kiebitz		0,89	0,52	0,67	-0,23	0,67
Kampfläufer			-0,26	0,45		0,45
Bekassine				0,26	-0,09	0,43
Uferschnepfe					0,07	0,45
Brachvogel						-0,20

	nicht signifikant
	p<0,05
	p<0,01
	p<0,001

Tabelle 5.3. Korrelationen (Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman) der Bestandsentwicklungen von Wiesenvogelarten nach Maßnahmen.

Table 5.3. Correlations (Spearman) of population changes of meadow birds following protection measures.

In vielen Feuchtwiesengebieten kamen mehrere Wiesenlimikolenarten vor. Zur Überprüfung der Frage, ob diese in gleicher Weise auf dieselben Maßnahmen reagierten, wurden die Bestandsentwicklungen mit Korrelationsrechnungen verglichen. Wiederum wurde zwischen kurz-, mittel- und langfristigen Bestandsentwicklungen unterschieden. Die Ergebnisse (Tab. 5.3) zeigen, dass es viele Übereinstimmungen zwischen den Arten gab. Fast alle Korrelationskoeffizienten waren positiv und etliche Beziehungen waren signifikant. Lediglich Brachvögel reagierten deutlich anders, als die Gesamtheit der übrigen Wiesenvogelarten. Es gab keine einzige signifikante Korrelation zwischen den Bestandsveränderungen des Großen Brachvogels und einer anderen Art. Einige der Beziehungen waren sogar negativ.

Tabelle 5.4. Korrelationen (Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman) zwischen der Bestandsentwicklungen von Wiesenvogelarten nach Maßnahmen und der Höhe der Bestände vor den Maßnahmen.

Table 5.4. Correlations (Spearman) of population changes of meadow birds following protection measures and the populations sizes before the measures.

	0-4 Jahre	5-9 Jahre	>9 Jahre
Austernfischer	-0,37	-0,80	-0,55
Kiebitz	0,03	0,02	-0,36
Kampfläufer	-0,50	-0,62	-0,44
Bekassine	0,21	0,20	-0,37
Uferschnepfe	-0,21	-0,16	-0,40
Brachvogel	-0,55	-0,62	-0,71
Rotschenkel	-0,13	0,14	-0,31

	negativ, nicht signifikant
	negativ, p<0,05
	negativ, p<0,01

In den meisten Fällen bestanden negative Korrelationen zwischen der Bestandshöhe vor den Maßnahmen und der Bestandsentwicklung nach den Maßnahmen (Tab. 5.4). In einigen Fällen – vor allem beim Großen Brachvogel – waren diese Zusammenhänge sehr deutlich und statistisch signifikant. In der Praxis bedeutet dies, dass Maßnahmen eher in Gebieten mit kleinen Beständen wirksam waren, dass es aber schwer war, größere Bestände zu sichern.

5.3 Isolation von Beständen und Erfolg von Schutzmaßnahmen

Ein möglicher Grund für den Misserfolg von Schutzmaßnahmen könnte sein, dass die betreffenden Populationen bereits zu sehr von anderen isoliert sind und sich somit, auch wenn die Lebensbedingungen sich verbessern, kaum Vögel aus anderen Gebieten ansiedeln können, weil sie das Gebiet nicht erreichen.

Die Analyse des Faktors „räumliche Isolation“ setzt die vollständige Kenntnis der räumlichen Verteilung der Vorkommen voraus. Für die noch häufigeren Wiesenvogelarten war dies nur für die Uferschnepfe in den meisten Bundesländern der Fall. In den Regionen, in denen alle Uferschnepfenvorkommen mit ihren Mittelpunktkoordinaten und Bestandsgrößen aus den Jahren 1990 bis 2004 bekannt waren, wurde für jedes Gebiet ermittelt, wie viele weitere Brutpaare sich in weiteren Gebieten in einem Umkreis von 10 km befanden (Durchschnittswerte der Bestände

1990 bis 2004). Gebiete mit keinen oder wenigen Brutpaaren wurden als stark isoliert und Gebiete mit vielen Vorkommen als nicht isoliert betrachtet. Für die Gebiete, aus denen jeweils mindestens eine Bestandsangabe aus den ersten und den letzten fünf Jahren des Berichtszeitraums vorlagen, wurden durch lineare Regressions Bestandsrends errechnet. In Abb. 5.6 werden diese Bestandsrends den Anzahlen der im Umkreis von 10 km brütenden Uferschnepfen gegenübergestellt. Es zeigte sich kein offensichtlicher Zusammenhang. Die Bestandsentwicklung der Uferschnepfen schien also nicht von der räumlichen Isolation der Vorkommen beeinflusst zu sein.

Auch eine entsprechende Analyse der Management-Maßnahmen führte zu einem ähnlichen Ergebnis. In den 31 Fällen, in denen die Uferschnepfen-Bestandsentwicklung in den ersten fünf Jahren nach den Maßnahmen beobachtet werden konnte, ergab sich eine nicht signifikant negative Korrelation zwischen der Uferschnepfenzahl im Umkreis von 10 km und der Bestandsentwicklung, für den Zeitraum fünf bis zehn Jahre nach den Maßnahmen ergab sich eine schwach, aber ebenfalls nicht signifikant negative Korrelation, und für den Zeitraum von mehr als 10 Jahren war der Zusammenhang sogar signifikant negativ. Auch der Erfolg von Schutzmaßnahmen wurde nicht negativ von der Isolierung der Uferschnepfenvorkommen beeinflusst.

Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die Entfernungen zwischen den hier untersuchten Vorkommen im Allgemeinen kaum einmal mehr als hundert Kilometer betragen. Einige stärker isolierte süddeutsche Gebiete konnten mangels Datenverfügbarkeit nicht in die Analyse einbezogen werden. Trotzdem schien die Mobilität der Vögel auszureichen, um günstige Entwicklungen auch an weit entfernt gelegenen Stellen zu entdecken. Schutzmaßnahmen sind also auch bei isolierteren Vorkommen sinnvoll.

5.4 Erfolg der „administrativen“ Schutzinstrumente

Zunächst soll überprüft werden, wie effektiv die eher administrativen Instrumente Flächenkauf und Vertragsnaturschutz für den Feuchtwiesenschutz waren. Wegen ihrer Sonderstellung (siehe oben) wurden auf dieser Ebene gleichzeitig die Naturschutzmaßnahmen in Küstenkügen und der direkte Schutz von Gelegen und Bruten behandelt. Für die auf den Feuchtwiesen brütenden Vögel bzw. für die dort existierenden Pflanzengesellschaften hatte die Frage, ob ihre Feuchtwiese einer Naturschutzbehörde oder einem Landwirt gehört, sicherlich keine unmittelbaren Auswirkungen. Entscheidend waren vielmehr die Maßnahmen, die tatsächlich zur Anwendung kamen und deren Effizienz weiter unten betrachtet wird. Wie im vorhergehenden Abschnitt gezeigt, gab es jedoch Zusammenhänge zwischen den administrativen Maßnahmen und den direkten Schutzmaßnahmen. Zusätzlich unterschieden sich die Kosten der einzelnen administrativen Maßnahmen erheblich voneinander, so dass ein Vergleich ihrer Effizienz als sinnvoll erschien.

In den folgenden Abschnitten wurde jeweils überprüft, welche Faktoren einen Einfluss auf die abhängige Variable „Bestandsveränderung“ besaßen. Die Überprüfung erfolgte nach Arten getrennt. Für jede Art wurden außerdem kurzfristige, mittelfristige und langfristige Bestandsveränderungen getrennt betrachtet. Als kurzfristig wurde der Zeitraum 0-4 Jahre, als mittelfristig der Zeitraum 5-9 Jahre und als langfristig der Zeitraum 10 und mehr Jahre nach den Maßnahmen angesehen.

Bei der Auswertung der Datensätze war zu beobachten, dass ähnliche Maßnahmen in verschiedenen Gebieten sehr unterschiedlich wirken konnten. Für die Vogelwelt stellte sich dabei heraus, dass ein Teil der Unterschiede der Wirksamkeit der Maßnahmen durch die Bodenbe-

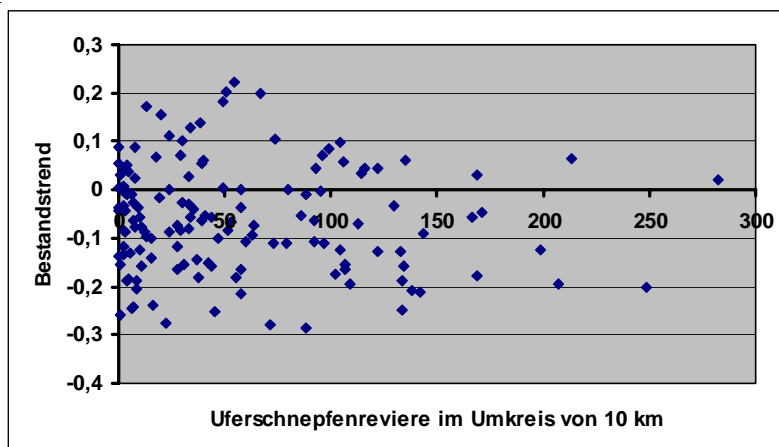


Abb. 5.6. Zusammenhang von der Zahl der Uferschnepfen im Umkreis von 10 km und dem Bestandstrend 1990 bis 2004. Jedes Symbol steht für ein Uferschnepfenbrutgebiet.
Figure 5.6. Relationship of the population trends of Black-tailed Godwits 1990-2004 to the number of Black-tailed Godwit territories in a 10 km diameter circle around the site. Each dot represents one site.

schaffenheit erklärt werden konnte. Die Dichten der Watvogelarten waren auf verschiedenen Bodentypen sehr unterschiedlich (Oosterveld & Altenburg, 2005; Wymenga et al., 2001), siehe auch Abb. 6.2 und Tab. 6.1). Es wurde deshalb - falls möglich - zwischen Mineralböden (Klei, Lehm, Sand etc.) und organischen Böden (Torfe) unterschieden.

Mit keinem der angewandten multivariaten statistischen Verfahren (General Linear Models bzw. ANOVAs) gelang es, administrative Maßnahmen zu identifizieren, die einen signifikanten Einfluss auf die Bestandsentwicklungen ausübten. Generelle Aussagen ließen sich also nur schwer treffen. Um dennoch einen Hinweis darauf zu bekommen, welche Maßnahmen wirkungsvoll und welche weniger erfolgreich waren, wurden (univariate) Mittelwertvergleiche durchgeführt (ANOVAs, Anhang 4). Wegen häufig nicht vorhandener statistischer Signifikanzen sind die Ergebnisse im Einzelfall wenig belastbar. Es sollten deshalb nicht in erster Linie Ergebnisse zu einzelnen Arten, sondern allgemeine Tendenzen und Zusammenhänge betrachtet werden. Eine positive Wirkung eines Ansatzes galt dann als gegeben, wenn er zu einer Bestandserhöhung führt (Küstenköge und Gelegeschutz) oder wenn

er mit einer günstigeren Bestandsentwicklung einher ging als die Alternative (Kauf gegenüber Vertragsnaturschutz). Gab es widersprüchliche Ergebnisse bei der Betrachtung der kurz-, mittel- und langfristigen Bestandsentwicklungen, wurden die langfristigen Entwicklungen stärker gewichtet.

Die Ergebnisse lassen sich in einem Organigramm darstellen (Abb. 5.7). Lagen signifikante Unterschiede zwischen den Ansätzen Landkauf und Vertragsnaturschutz vor, wurden diese durch schwarze und weiße Einfärbung der Artkästchen gekennzeichnet. Waren die Unterschiede groß und eindeutig, wurde ein dunkles und ein helles Grau gewählt. Bei nicht eindeutigen Ergebnissen kam ein mittleres und ein helleres Grau zur Anwendung. Die jeweils dunkler eingefärbten Kästen zeigen den erfolgreicherer Ansatz.

In den Küstenkögen waren die Maßnahmen für alle untersuchten Arten erfolgreich. Die ohnehin schon relativ hohen Bestände von Austernfischern, Kiebitzen, Uferschnepfen und Rotschenkeln konnten weiter gesteigert werden. Auch die stark rückläufigen Populationen von Alpenstrandläufer und Kampfläufer konnten sich durch die Maßnahmen in den Kögen erholen –

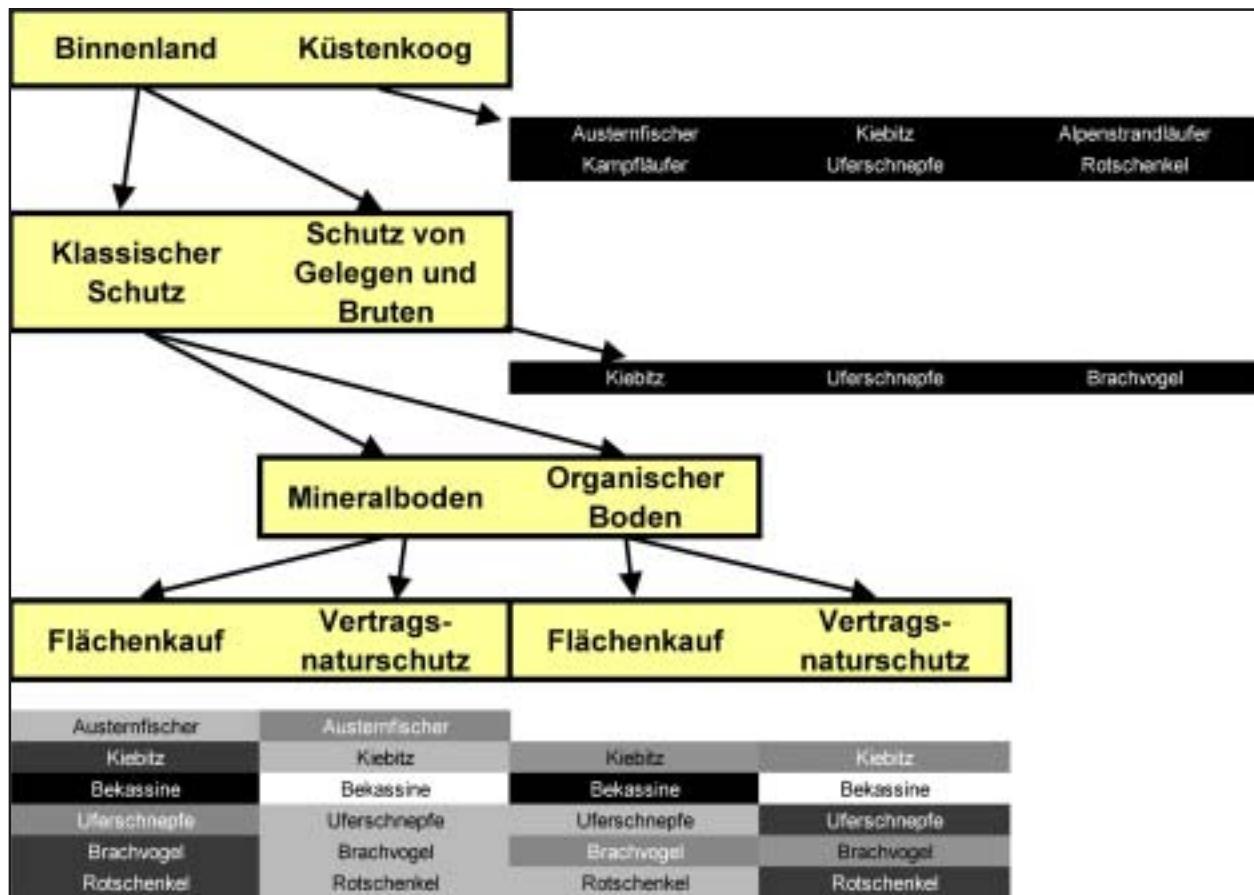


Abbildung 5.7. Wirksamkeit verschiedener Ansätze des Feuchtwiesenschutzes für brütende Watvögel. Je dunkler ein Kästchen gefärbt ist, desto erfolgreicher war der Ansatz für die betreffende Art. Weitere Erklärungen siehe Text.

Figure 5.7. Efficiency for breeding meadow birds of different approaches of wet grassland protection. The darker the species boxes are the more successful the measure was.

allerdings nicht langfristig. Ein wesentliches Problem der Küstenkoge liegt darin, dass sie die Tendenz haben, mit zunächst Stauden und dann Büschen zuzuwachsen. Das Offenhalten der Flächen durch Beweidung gelingt zur Zeit nur unvollständig (eigene Beobachtungen).

Auch alle im Rahmen dieser Studie betrachteten Ansätze zum direkten Schutz von Gelegen und Bruten zeigten positive Auswirkungen. Ähnliche Erfahrungen liegen aus den Niederlanden vor (Teunissen, 2000; Teunissen & Willems, 2004). Allerdings führt der Schutz nur dann zu einem besseren Bruterfolg, wenn tatsächlich eine starke Bedrohung der Gelege durch die Landwirtschaft gegeben war (Theunissen, mündliche Mitteilung).

Im Fall des gebietsbezogenen Schutzes gab es deutliche Unterschiede zwischen Gebieten mit Mineralböden (Klei, Sand) und organischen

Böden (Torf). Auf Mineralböden war der Flächenenerwerb offensichtlich im Durchschnitt erfolgreicher als der Vertragsnaturschutz. Auf organischen Böden waren die Verhältnisse fast umgekehrt. Uferschnepfen- und Rotschenkelbestände profitierten vom Vertragsnaturschutz, während der Erfolg für die Arten Kiebitz und Großer Brachvogel bei beiden Ansätzen fast ausgeglichen war. Lediglich Bekassinenbestände entwickelten sich beim Flächenankauf in Gebieten mit Torfböden positiver als beim Angebot von Vertragsnaturschutz.

Es sei noch einmal darauf hingewiesen, dass es sich bei diesen Ergebnissen um Tendenzen handelt. In einzelnen Gebieten können die Ergebnisse durchaus unterschiedlich sein.

		Anhebung des Wasserspiegels zur Brutzeit		Anlage offener Flachwasserzonen		Winterüberstauung	
		ja	nein	ja	nein	ja	nein
Austernfischer	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Kiebitz	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Alpenstrandläufer	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Kampfläufer	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Bekassine	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Uferschnepfe	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Brachvogel	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Rotschenkel	Küstenkoog						
	Mineralboden						
	Organischer Boden						
Pflanzengesellschaften	Mineralboden						
	Organischer Boden						

Abbildung 5.8. Auswirkungen verschiedener Maßnahmen des Wasser-Managements in Feuchtwiesengebieten auf die Bestände von Watvögeln und Pflanzengesellschaften. Schwarz: positivere Auswirkung; hellgrau: weniger positive Auswirkung; mittelgrau: keine Auswirkung oder widersprüchliche Ergebnisse; weiß: keine Daten. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Figure 5.8. Effects on populations of meadow birds and plant communities of different kinds of water management in wet grassland sites. Black: positive effect; dark grey: less positive effects, light grey: no or conflicting results; white: no data. Further details see text.

5.5 Erfolg einzelner Habitat-Management-Maßnahmen

Der Erfolg des Feuchtwiesenschutzes hing nur indirekt vom Schutzinstrument ab. Je nach dem ob eine Fläche gekauft oder ein Vertrag abgeschlossen wurde, konnten jedoch unterschiedliche Managementmaßnahmen durchgeführt werden (siehe oben). Änderungen im Wasserhaushalt konnten meist nur dort vorgenommen werden, wo größere Bereich für den Naturschutz erworben wurden.

Wie schon bei den administrativen Ansätze konnte beobachtet werden, dass ähnliche Habitat-Management-Maßnahmen in verschiedenen Gebieten sehr unterschiedlich wirken konnten. Ebenfalls gelang es mit keinem der angewandten multivariaten statistischen Verfahren, Faktoren zu identifizieren, die in signifikanter Weise einen Einfluss auf den Erfolg der Maßnahmen ausübten. DEN entscheidenden Schlüssel zum

Erfolg für den Wiesenvogelschutz schien es nicht zu geben.

Die einzelnen Maßnahmen wurden anhand von univariaten Mittelwertvergleichen (Anhang 5), Literaturdaten (Schekckerman et al., 2005; Thorup, 2004) und (vor allem bei zu geringem Stichprobenumfang) durch Expertenbefragungen bewertet. Da sich auch hierbei wieder deutliche Unterschiede je nach Lage der Gebiete auf Torf- oder Mineralböden ergaben, wurden Analysen getrennt nach Bodentyp durchgeführt. Eine Maßnahme galt dabei als erfolgreich, wenn sich die Bestandssituation der Wiesenvögel gegenüber der Alternative (meist „Unterlassen der Maßnahme“) verbesserte (Abb. 5.8 und 5.9).

Austernfischer

Austernfischer sind Küstenvögel, die aber auch in binnenländischen Feuchtwiesengebieten häufig brüten können. Klassische Regelungen des Wiesenvogelschutzes, wie der Verzicht auf Düngung, die Anhebung des Grundwasserstan-

		Stopp der Düngung	Reduzierung der Düngung	Beibehaltung der Düngung	Reduzierung der Viehdichte	Beibehaltung der Viehdichte	Später Auftrieb	Früherer Auftrieb	Späte Mahd	Frühe Mahd
Austernfischer	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Kiebitz	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Alpenstrandläufer	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Kampfläufer	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Bekassine	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Lüer-schnepfe	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Brachvogel	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Rotschenkel	Küstenkoog									
	Mineralboden									
	Organischer Boden									
Pflanzengesellschaften	Mineralboden									
	Organischer Boden									

Abb. 5.9. Auswirkungen verschiedener Änderungen der Bewirtschaftung von Feuchtwiesengebieten auf die Bestände von Watvögeln und Pflanzengesellschaften. Schwarz: positivere Auswirkung; hellgrau: weniger positive Auswirkung; mittelgrau: keine Auswirkung oder widersprüchliche Ergebnisse; weiß: keine Daten. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Figure 5.9. Effects on populations of meadow birds and plant communities of different restrictions to farming in wet grassland sites. Black: positive effect; dark grey: less positive effects, light grey: no or conflicting results; white: no data. Further details see text.

des oder gar eine winterliche Überstauung, wirkten sich eher negativ auf die Bestandsentwicklung von Austernfischern aus. Positiv konnte lediglich ein später Auftrieb des Weideviehs beurteilt werden. Austernfischer bevorzugen Gebiete mit einer relativ intensiven Landwirtschaft und einem hohen Eutrophierungsgrad.

Kiebitz

Ein langfristige erfolgreiches Management in Kiebitzbrutgebieten konnte bisher fast nur in küstennahen Naturschutzgebieten registriert werden. Diese Gebiete zeichnen sich dadurch aus, dass sie sich in staatlichem Besitz befinden, Kleiböden aufweisen und extensiv mit Rindern beweidet werden. Wasserstandsveränderungen waren vor allem auf Mineralböden erfolgreich, während winterliche Überstauungen auf Torfböden im Allgemeinen nicht zielführend waren. Durch gezielten Gelegeschutz konnten gute Erfolge erzielt werden (Jeromin, 2006; Teunissen & Hagemeijer, 1999), siehe auch Anhang 2. Auch in Großbritannien zeigten sich Schutzprogramme vor allem dann erfolgreich, wenn sie mit Veränderungen des Wasserstands einhergingen (Ausden & Hiron, 2002).

Alpenstrandläufer

Alpenstrandläufer kommen in Deutschland nur noch in wenigen Gebieten an der Nord- und Ostseeküste vor. Erfahrungen aus anderen Ländern zeigen, dass sie für ihre Brut feuchte Wiesen mit kurzer Vegetation und offenen Flachgewässern benötigen (Thorup, 2004). Diese Flächen dürfen nicht gedüngt werden, und ein verzögerter Viehauftrieb oder eine verzögerte Mahd sind unabdingbar.

Kampfläufer

Wie Alpenstrandläufer gibt es brütende Kampfläufer in Deutschland fast nur noch im unmittelbaren Küstenbereich, wo auf Flächen im staatlichen Besitz durch Anhebung der Wasserstände, winterliche Überstauung und Einführung einer extensiven Beweidung kurzfristige, aber keine lang andauernden Erfolge erzielt werden konnten. Wie Alpenstrandläufer benötigen auch Kampfläufer für ihre Brut feuchte Wiesen mit kurzer Vegetation und offenen Flachgewässern. Diese Flächen dürfen nicht gedüngt werden, und der Viehauftrieb jedoch vor allem die Mahd müssen bis zum Ende der Brutzeit (Mitte Juli) verzögert werden (Oosterveld & Altenburg, 2005; Thorup, 2004).

Bekassine

Schutzmaßnahmen für Bekassinen waren dort besonders erfolgreich, wo sie auf Flächen im Eigentum des Naturschutzes stattfanden, eine Vernässung zur Brutzeit und eine Überstauung

im Winter beinhalteten und mit einem Verzicht der Düngung einhergingen. In Gebieten mit mineralischen Böden wirkte sich die Einführung des Vertragsnaturschutzes ohne Wasserstandsbeeinflussung eher negativ auf die Bestandsentwicklung aus.

Uferschnepfe

Es gab zwei Gruppen von Gebieten, in denen Schutzmaßnahmen sich besonders positiv auf die Bestände von Uferschnepfen auswirkten. Dies waren küstennahe Feuchtgebiete in staatlichem Eigentum, in denen überwiegend auf Kleiböden eine extensive Beweidung mit Rindern erfolgte, und kleinere Gebiete im Binnenland mit überwiegend sandigen Böden, in denen leichte Extensivierungsmaßnahmen durchgeführt und Kleingewässer angelegt wurden (Biologische Station Kreis Steinfurt, 2005). Maßnahmen zum direkten Schutz der Gelege und Bruten waren ebenfalls erfolgreich (Teunissen & Hagemeijer, 1999).

Auf Torfstandorten waren Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes erfolgreicher, während auf Mineralböden der Kauf Vorteile besaß. Auf Veränderungen des Wasserstandes reagierten Uferschnepfen unterschiedlich. So wirkte sich die Anlage von Kleingewässern auf Mineralböden positiv und die winterliche Überstauung auf Torfstandorten eher negativ aus. Die Extensivierung der Bewirtschaftung (Reduktion der Viehdichte, Verzögerung des Auftriebs und der Mahd) wirkten sich in allen Fällen positiv aus. Bezüglich der Düngung wurden die besten Erfolge mit einer Reduktion, nicht aber mit einer völligen Aufgabe der Düngung erzielt. Besonders die Altvögel der Uferschnepfen können von einer durch Düngung und Kalkung erhöhten Regenwurmdichte profitieren, Küken hingegen sind auf blütenreiches Grünland angewiesen, das eher durch Verzicht oder Reduktion der Düngung zu erreichen ist (Oosterveld & Altenburg, 2005). Zwischen den Ansprüchen der Altvögel und Küken bestehen also Unterschiede, denen in den Niederlanden durch ein spezielles Mosaikmanagement Rechnung getragen wird, bei dem benachbarte Flächen unterschiedlich bewirtschaftet werden. Diese Maßnahmen, die gezielt die Überlebensraten von Küken auf Mähflächen erhöhen sollen (auch Anlage von Fluchtstreifen), befinden sich noch in der Erprobung (Oosterveld & Altenburg, 2005; Schekkerman et al., 2005).

Großer Brachvogel

Nach entsprechenden Managementmaßnahmen konnten die Brachvogelbestände in zahlreichen Schutzgebieten gesteigert werden. Maßnahmen waren dort besonders erfolgreich, wo sie in Gebieten im Naturschutzgebiet durchge-

führt wurden. Das Management der Wasserstände wirkte sich auf Torfböden negativ auf die Bestandsentwicklungen aus, genauso wie eine Verzögerung des Viehauftriebs. Auf festen Böden wirkte die Verzögerung des Viehauftriebs fördernd. Insgesamt schienen Brachvögel auf Standorten mit Mineralböden eine etwas intensivere und auf Torfstandorten eine etwas extensivere Bewirtschaftung zu bevorzugen.

Rotschenkel

Managementmaßnahmen zum Feuchtwiesenschutz wirkten sich vor allem in küstennahen Gebieten mit Kleiböden positiv auf die Entwicklung der Rotschenkelbestände aus. Dort waren vor allem Maßnahmen in gekauften Gebieten wirkungsvoll, während auf Torfböden der Vertragsnaturschutz Vorteile hatte. Extensivierungen der Bewirtschaftung waren oft erfolgreich. Auf Torfböden hatten Veränderungen des Wasserstands und hohe Bracheanteile eher negative Folgen. Die Anlage von Wasserflächen und die winterliche Überstauungen wirkten sich hingegen positiv auf die Bestände auf Mineralböden aus.

Bedrohte Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften

Für den Schutz der Feuchtwiesenpflanzengesellschaften stellten sich Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes als wirksam heraus (siehe Kapitel 4). Alle Faktoren, die zu einer Extensivierung der Nutzung führten, ohne dass in größerem Maße Brachen entstanden, konnten positiv gewertet werden. Einer Verzögerung von Auftrieb und Mahd kam allerdings keine Bedeutung zu. Die Veränderungen des Wasserhaushalts mussten differenziert beurteilt werden. Ein Anstau zur Vegetationszeit war auf Torfböden im Gegensatz zu festeren Böden eher schädlich. Winterliche Überflutungen waren ebenfalls nicht immer hilfreich.

5.6 Prädatorenbekämpfung

In Kapitel 3.3 konnte gezeigt werden, dass der Raub von Gelegen im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte deutlich an Bedeutung für den Bruterfolg von Wiesenvögeln zugenommen hat. Verluste durch Raubfeinde sind nicht nur für Wiesenvögel, sondern auch für viele andere bodenbrütende Vogelarten zum Problem geworden (Langgemach & Bellebaum, 2005). Bezüglich der Gelegeverluste der Wiesenvögel konnte durch den Einsatz von Thermologgern in fast allen Fällen nachgewiesen werden, dass die Eier während der Nacht geraubt worden waren und deshalb nachtaktive Säugetiere wie Fuchs und verschiedene Marderarten und nicht die fast ausschließlich tagaktiven Krähen, Möwen oder Greifvögel

für die Verluste verantwortlich waren (Langgemach & Bellebaum, 2005; Teunissen et al., 2005). Verluste von Küken hingegen werden nach Erkenntnissen aus den Niederlanden in viel stärkerem Maße durch Vögel verursacht. Insbesondere Greifvögel spielen hierbei eine große Rolle, wobei viele Arten beteiligt sind (Teunissen et al., 2005).

Die sowohl in den Niederlanden als auch in Deutschland beobachtete Zunahme der Prädation von Gelegen ist vermutlich auf verschiedene Ursachen zurückzuführen. Einige Arten haben sich in den letzten Jahrzehnten in ihrem Bestand stark vermehrt. Dies gilt besonders für den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), der sowohl von der Tollwutimmunsierung, dem Nachlassen der Bejagung, neuen Siedlungsmöglichkeiten (Dämme etc.) als auch einer generellen Verbesserung seiner Ernährungssituation profitiert haben dürfte (Langgemach & Bellebaum, 2005). Letztere hat sich wahrscheinlich allgemein durch eine zunehmende Eutrophierung der Landschaft und speziell im Feuchtwiesenbereich durch eine stabilere Kleinsäugerpopulation durch Ausbleiben der winterlichen Überflutungen eingestellt. Neben den Bestandszunahmen der etablierten Arten kam es zu Ansiedlungen gebietsfremder Arten. Zu nennen sind hier vor allem Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Amerikanischer Mink (*Mustela vison*).

Die Wirkung der Prädation steht in Wechselwirkung mit den Eigenschaften des Lebensraumes. So konnte häufig beobachtet werden, dass Prädationsraten auf stark beweideten Parzellen höher waren als auf unbeweideten – vermutlich wegen mangelnder Deckung und vermehrten Störungen (Baines, 1990; Bruns et al., 2001).

Zur Minderung hoher Prädationsraten von Wiesenvogelgelegen sind verschiedene Maßnahmen vorgeschlagen und durchgeführt worden (Übersicht siehe Langgemach & Bellebaum, 2005). Sie können entweder am Prädator selbst ansetzen (Bestandsverminderung oder Vergrämung), bei den zu schützenden Objekten (Nestschutz, großräumige Abzäunung von Lebensräumen) oder am Lebensraum. Die am häufigsten angewendete Methode ist die Tötung von Prädatoren mit dem Ziel, ihre Bestände wenigstens lokal zu reduzieren. Dies wurde auch in fünf der hier untersuchten Gebiete durchgeführt, wobei allerdings der Umfang der Maßnahmen nicht bekannt war. Insgesamt zeigte sich kein signifikanter Einfluss der Prädatorenbekämpfung auf die Bestandsentwicklungen (ANOVA). Wegen des geringen Stichprobenumfangs und der überlagernden Faktoren lassen sich aus diesem Ergebnis keine Schlüsse ziehen.

Die in der Literatur erwähnten Tötungen von Prädatoren führten in vielen Fällen zu höheren Reproduktionsleistungen bei den Wiesenvögeln, aber keinesfalls immer zu positiven Bestands-

veränderungen (Côté & Sutherland, 1997; Newton, 1993). In einer umfangreichen experimentellen Studie konnten Bolton et al. (2007) zeigen, dass die Tötung von Füchsen und Krähen in einigen, aber nicht in allen Gebieten zu einem höheren Bruterfolg von Kiebitzen führte. Ein Einfluss der Prädatorenkontrollen auf die Bestandsentwicklung ließ sich nicht nachweisen. Die Autoren entwickelten ein Schema (Abb. 5.10), das zur Entscheidung für oder wider einer Prädatorenbekämpfung in einem Gebiet angewendet werden kann. Grundsätzlich erscheint demnach eine Prädatorenbekämpfung nur dann sinnvoll, wenn alle anderen wichtigen Faktoren, insbesondere die Habitatqualität, vorher als Ursache für ungewollte Bestandsentwicklungen ausgeschlossen werden konnten.

Möglicherweise ist die Wirksamkeit der Prädatorenbekämpfung vor allem an solchen Orten gegeben, an denen die freigewordenen Reviere nicht unmittelbar durch benachbarte Individuen aufgefüllt werden können, also etwa auf Inseln oder Halbinseln.

Über wirksame Vergrämungsmethoden gegen Wiesenvögel gefährdende Prädatoren liegen noch keine Erkenntnisse vor, so dass hierauf an

dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden kann.

Ähnliches gilt für direkte Schutzmaßnahmen für Nester und Reviere. Im Gegensatz zu konzentrierten Seevogelkolonien ist es für die in der Fläche verteilt brütenden Wiesenvögel technisch und praktisch kaum möglich, einen wirksamen Schutz vor Prädatoren etwa durch Elektrozäune zu gewährleisten. Direkte Nestschutzmaßnahmen dienen eher dem Schutz vor landwirtschaftlichen Aktivitäten bzw. Viehtritt, sind aber gegenüber Nesträubern häufig unwirksam. Allerdings liegen aus der Schweiz positive Erfahrungen mit Elektrozäunen zum Schutz von Kiebitzküken vor (Schifferli et al., 2006).

Als weitere Möglichkeit, Prädatoren von den Gelegen und Küken der Wiesenvögel fernzuhalten, wird die großflächige Überflutung von Feuchtwiesen vor der Brutzeit angesehen (Belting et al., 1997a; Köster & Bruns, 2003; Langgemach & Bellebaum, 2005). Diese Überflutung vernichtet die lokalen Kleinsäugerpopulationen und damit die wesentliche Nahrungsgrundlage der meisten Prädatoren. Für sie wird das Gelände so wenig attraktiv, dass sie es nicht mehr aufsuchen. Entsprechende Maßnahmen lassen sich nur dort

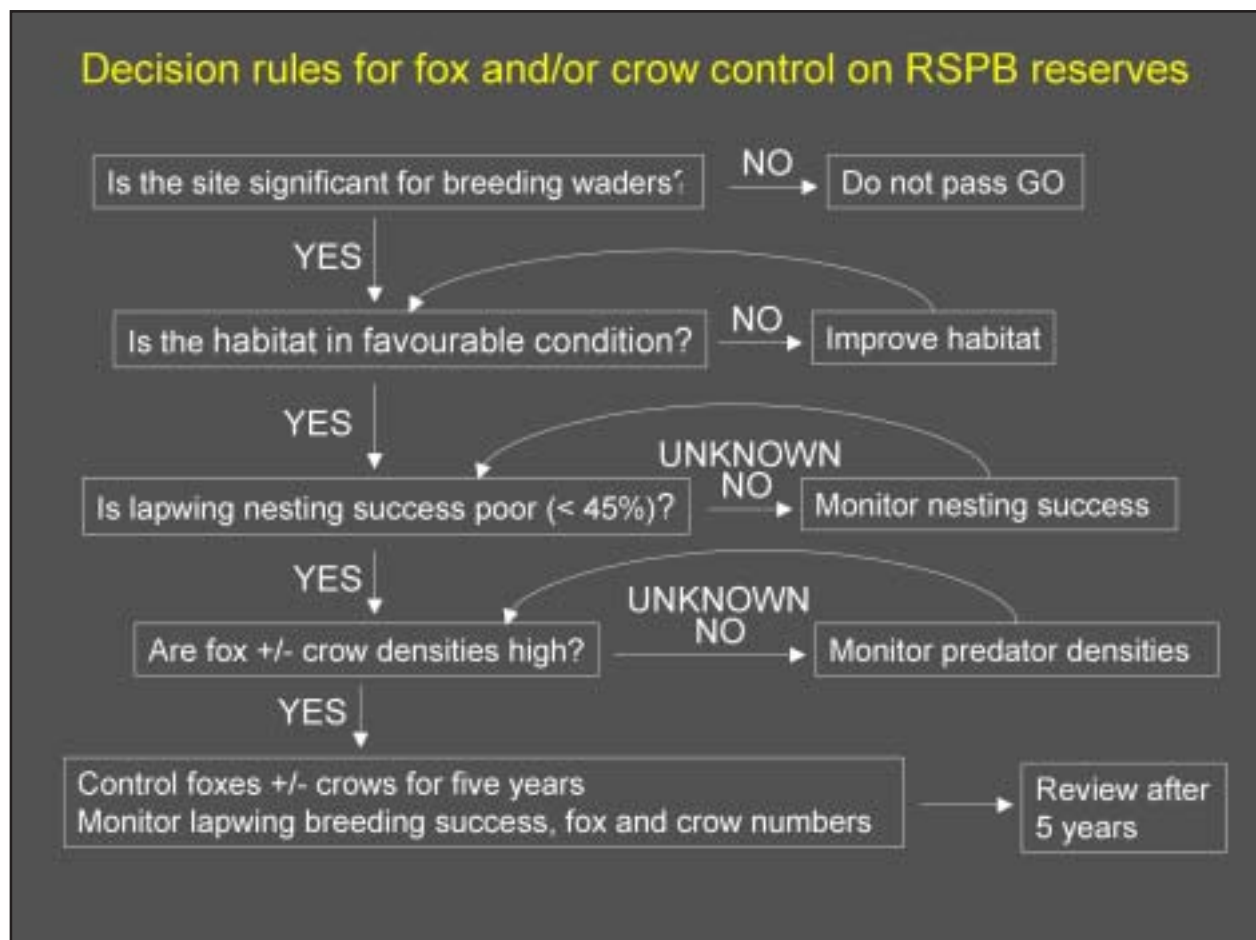


Abbildung 5.10. Entscheidungs-Schema für die Bekämpfung von Füchsen und Krähen zum Schutz von Kiebitzen in Feuchtwiesenschutzgebieten (aus Bolton et al., 2007).

Figure 5.10. Decision tree for evaluation of fox and crow control for benefit of breeding lapwing on lowland wet grassland reserves (from Bolton et al., 2007).

durchführen, wo ausreichend große, zusammenhängende Gebiete für ein entsprechendes Management zur Verfügung stehen und die wasserbaulichen Rahmenbedingungen vorhanden sind (Köster & Bruns, 2003). Die Wirksamkeit winterlicher Überstaumaßnahmen konnte in einigen Fällen gezeigt werden (Belting et al., 1997a; Langgemach & Bellebaum, 2005). Allerdings kann die Überstauungen auch lediglich zu einer Verschiebung des Prädatorenspektrums (Fuchs zu Iltis und Mink) führen und sich negativ auf die Nahrungsverfügbarkeit auswirken (Ausden, 2001; Düttmann & Emmerling, 2001).

5.7 Fazit

Aus der Analyse zu den einzelnen Arten lassen sich folgende Aussagen ableiten: In den Küstenkögen und den übrigen Gebieten auf Mineralböden wirkten sich Vernässungsmaßnahmen positiv auf die Bestandsentwicklung aus, während dies auf organischen Böden seltener der Fall war. Die winterliche Überstauung und die Anlage offener Wasserflächen hatten für einige Arten sogar eher negative Auswirkungen. Gründe hierfür waren möglicherweise eine Reduktion des Nahrungsangebots (Ausden et al., 2001; Düttmann & Emmerling, 2001) und eine zu starke Einschränkung der Bewirtschaftung, die zu einem bracheähnlichen Charakter der Flächen führten. Größere Brachflächen wurden von den meisten Arten nicht toleriert. Dementsprechend wirkte sich lediglich eine Reduktion der landwirtschaftlichen Aktivitäten positiv aus – nicht aber deren völlige Einstellung.

6 Ausgaben für Maßnahmen zum Feuchtwiesenschutz

6.1 Höhe der Ausgaben

In 23 Gebieten konnten die finanziellen Ausgaben für die Maßnahmen im Feuchtwiesenschutz ermittelt werden. Sie unterschieden sich erheblich voneinander. Der Faktor „Naturschutzansatz“ mit seinen Kategorien „Küstenkoog“, „Vertragsnaturschutz“, „Gelegeschutz“ und „Landkauf“ hatte einen statistisch signifikanten Einfluss (ANOVA; $F=4,35$; $df=3$; $p=0,017$). Dort wo Land gekauft werden musste, waren die Ausgaben am höchsten. In den küstennahen Kögen, wo sich das Land bereits im staatlichen Eigentum befand und nur Aufwendung für die eigentlichen Gestaltungsmaßnahmen sowie das allgemeine Management anfielen, waren sie am geringsten. Die Schutzmaßnahmen auf den Privatflächen lagen im Mittelfeld. Hierbei war der Gelegeschutz in den recherchierten Beispielen durch die relativ hohen Betreuungskosten geringfügig teurer als der herkömmliche Vertragsnaturschutz.

6.2 Ausgaben bezogen auf die Zahl der Wiesenlimikolen

Ein Vergleich der Kosten für die einzelnen Schutzansätze im Zusammenhang des hier durchgeführten Projekts ist natürlich nur dann sinnvoll, wenn er auch die „biologische“ Effizienz der Instrumente berücksichtigt. Als Parameter für letztere Größe soll zum einen betrachtet werden, wie viele Wiesenvögel (pro ha) von dem entsprechenden Ansatz geschützt werden konnten. Als Maß hierfür wurde die mittlere Dichte im Zeitraum von 0-4 Jahren nach der Maßnahme verwendet. Zum anderen soll überprüft werden, wie viele neue Paare durch die Maßnahmen (und die

Ausgaben, die sie verursacht haben) angesiedelt werden konnten.

Bei den folgenden Betrachtungen der „Ausgaben pro Paar“ ist zu berücksichtigen, dass es sich um reine Rechengrößen und keine realen Werte handelt. Kostet eine Maßnahme 1.000 pro Paar, bedeutet dies nicht, dass man bei einer Investition dieses Betrages mit der Ansiedlung eines neuen Paares rechnen kann. Umgekehrt kommen natürlich Maßnahmen im Feuchtwiesenschutz nicht nur einer Art zugute, sondern im Allgemeinen einer ganzen Lebensgemeinschaft. Zu Vergleichszwecken – allerdings auch nur zu diesen – scheint deshalb die auf ein Paar heruntergebrochenen Kosten ein sinnvolles Maß zu sein.

Angaben zur Höhe der Ausgaben lagen nur für 23 Gebiete vor, die alle in Mitteleuropa liegen. Bei der Analyse der Dichte und der Bestandsveränderungen wurden deshalb in diesem Kapitel lediglich die 62 mitteleuropäischen Fälle berücksichtigt. Da sich die Ausgaben zwischen den vier Ansätzen sehr deutlich voneinander unterschieden, aber innerhalb der Kategorien etwa gleich waren, konnte davon ausgegangen werden, dass die 23 Fälle im Groben repräsentativ für die 62 Maßnahmen waren. Zur Abschätzung der Ausgaben der einzelnen Kategorien wurden deshalb die entsprechenden Mittelwerte (Abb. 6.1) verwendet.

Da sich die Effizienz einzelner Maßnahmen darin unterschied, ob sie auf Mineralböden oder organischen Böden durchgeführt worden waren (siehe oben), musste der Faktor „Boden“ ebenfalls berücksichtigt werden. Für den Landkauf wurden die mittleren Kosten für Mineralböden (Mittelwert=689 ; $SE=325$; $n=4$) und organische Böden (Mittelwert=788 ; $SE=120$; $n=10$) eingesetzt. Für den Vertragsnaturschutz reichte das Material nicht für eine Differenzie-

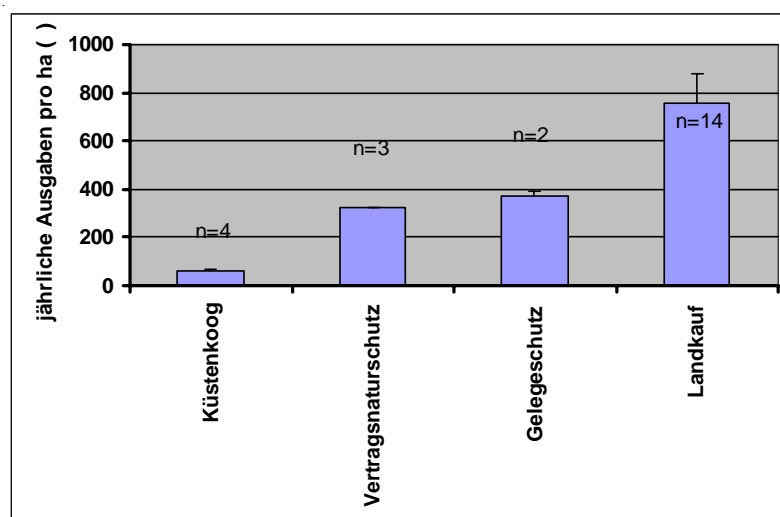


Abbildung 6.1. Finanzielle Ausgaben pro Jahr und pro Hektar für verschiedene Wiesenvogelschutzinstrumente in Mitteleuropa; Mittelwerte aus insgesamt 23 Gebieten. Die Linien über den Säulen geben die Standardfehler des Mittelwerts an.

Figure 6.1. Financial expenditures per year and per ha for different approaches of wet grassland protection in central Europe. Arithmetic means from 23 sites. The lines above the columns show the standard error of the mean.

Es wurde für beide Bodentypen der mittlere Betrag von 324 verwendet.

In relativ vielen Gebieten gab es ein Mosaik der Naturschutzansätze, das heißt, dass sowohl Flächen gekauft wurden als auch Vertragsnaturschutz auf Privatflächen durchgeführt wurde. Da die Anteile der beiden Ansätze in den einzelnen Gebieten im Lauf der Zeit schwankten und auch nicht in allen Fällen genau recherchiert werden konnten, waren genaue Angaben nicht möglich. Um dennoch eine grobe Einordnung der Kosten dieser Gebiete vornehmen zu können, wurde jeweils der Mittelwert der Kosten pro ha aus

Kosten für Landkauf und Vertragsnaturschutz eingesetzt.

Nicht nur die Kosten, sondern auch die Siedlungsdichten der Vögel unterschieden sich erheblich zwischen den Gebieten. Ein Teil dieser Unterschiede ließ sich durch die Lage bzw. Bodenbeschaffenheit der Standorte erklären. So wiesen Austernfischer, Kiebitze, Kampfläufer und Rotschenkel die dichtesten Bestände in Küstenkügen gefolgt von Mineralböden und organischen Böden auf (Abb. 6.2). Bei der Bekassine war die Reihenfolge genau umgekehrt. Brachvögel und Uferschnepfen siedelten dichter auf Mineralbö-

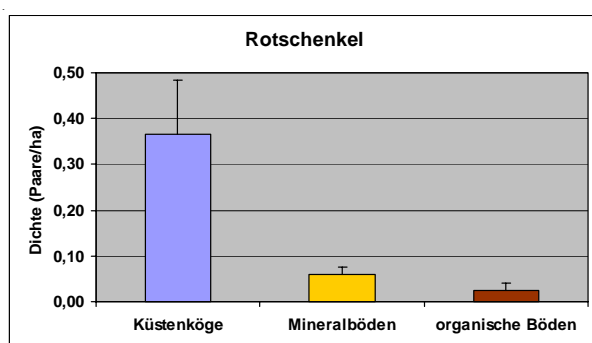
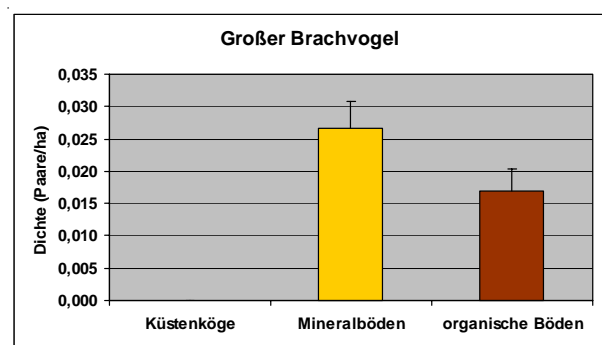
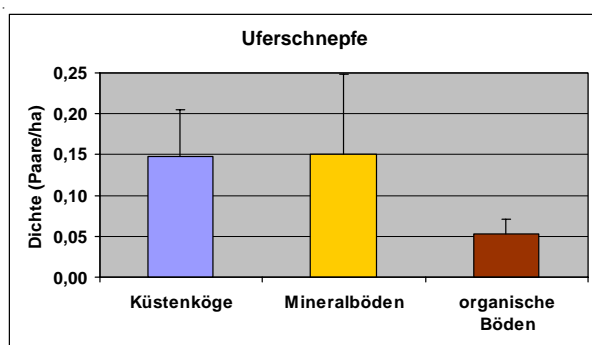
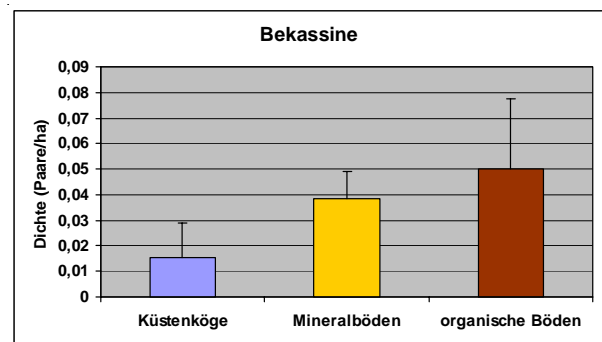
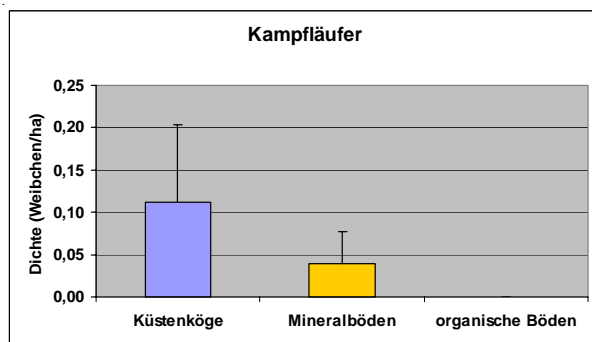
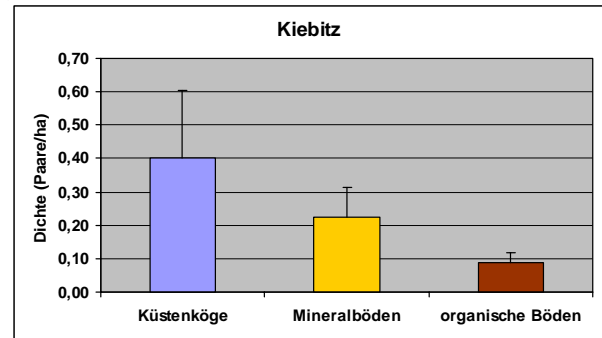
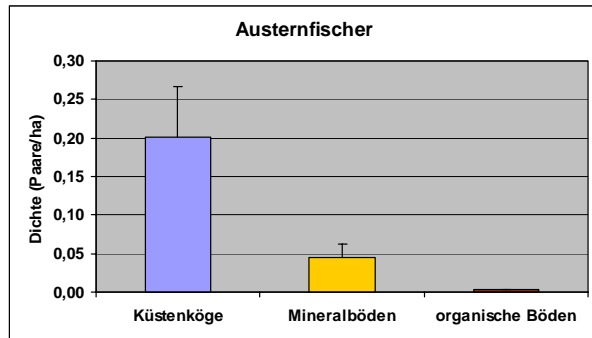


Abbildung 6.2. Mittlere Siedlungsdichten von Wiesenvogelarten in Projektgebieten in Mitteleuropa. Die Linien über den Säulen geben die Standardfehler an.
Figure 6.2. Mean densities of meadow birds in the sites involved in this study. The lines above the columns show the standard error of the mean.

den als auf organischen Böden. Da die Ermittlung von Siedlungsdichten aus methodischen Gründen sehr wesentlich von der Größe der Probestfläche abhängen (Flade, 1994), wurde bei der statistischen Überprüfung der Zusammenhänge die Gebietsgröße als Kovariable mit berücksichtigt. Um die Daten Normalverteilungen anzunähern, wurden sowohl Gebietsgrößen als auch Siedlungsdichten logarithmiert. Die Ergebnisse der ANCOVAs (Tab. 6.2.) zeigen, dass unter Berücksichtigung der Gebietsgröße der Einfluss des Faktors Gebietstyp (Kategorien Küstenkoog, Mineralboden, organischer Boden) für Austernfischer und Rotschenkel signifikant war. Die Gebietsgröße besaß außer für Austernfischer und Kampfläufer immer einen signifikanten Einfluss.

Obwohl der Einfluss des Bodentyps nicht in allen Fällen mit statistischer Signifikanz nachgewiesen werden konnte, wurde im Folgenden zur Ermittlung der durchschnittlichen Ausgaben pro Revier der Bodentyp berücksichtigt. Wo es möglich war, wurde für jeden der zu betrachtenden Schutzansätze eine spezifische Siedlungsdichte ermittelt.

Bei der Betrachtung der Ausgaben, die bei den verschiedenen Naturschutzansätzen für den Schutz eines Brutpaares aufgewendet werden (Abb. 6.3), fällt auf, dass bei fast allen Arten die Küstenköge die geringsten Werte einnehmen. Geringe Kosten für die Maßnahmen kommen hier mit vergleichsweise hohen Siedlungsdichten zusammen. Die einzige Ausnahme ist der Große Brachvogel, der nicht in den Küstenkögen brütet.

Tabelle 6.1. Ergebnisse von ANCOVAs zur Siedlungsdichte von Wiesenvögeln in Mitteleuropa mit dem Faktor „Gebietstyp“ (Kategorien Küstenkoog, Mineralboden, organischer Boden) und der Kovariablen „Gebietsgröße“. Weitere Einzelheiten siehe Text.

Table 6.1. . Effect of habitat categories (categories: coastal polder, site on mineral soil, site on organic soil) on densities of meadow birds in central Europe. Results of ANCOVAs, covariable site size.

Art	n	Gebietsgröße			Gebietstyp		
		df	F	p	df	F	p
Austernfischer	17	1	0,53	0,48	2	5,17	0,02
Kiebitz	37	1	32,04	<0,001	2	2,74	0,08
Kampfläufer	6	1	0,35	0,6	1	0,04	0,85
Bekassine	25	1	6,46	0,02	2	3,03	0,07
Uferschnepfe	41	1	26,68	<0,001	2	0,98	0,39
Großer Brachvogel	34	1	44,76	<0,001	1	1,32	0,26
Rotschenkel	27	1	20,24	<0,001	2	13,3	<0,001

Die zweitgünstigste Position für vier Arten (Austernfischer, Kiebitz, Kampfläufer, Uferschnepfe) hat der Kauf von Mineralböden inne. Beim Rotschenkel ist lediglich der Mischansatz Kauf-Vertragsnaturschutz günstiger. Der Kauf von Mineralböden ist insofern günstig, als dass hier die Siedlungsdichten der genannten Arten höher als auf organischen Böden sind. Kampfläufer kamen außer in Küstenkögen fast nur noch in diesem Habitat vor.

Für die Bekassine erwiesen sich Mischvarianten aus Landkauf und Vertragsnaturschutz als günstig.

Große Brachvögel unterschieden sich in ihrem „Effizienzprofil“ sehr deutlich von allen anderen Arten. Vertragsnaturschutz auf organischen Böden, gefolgt von Kauf und Vertragsnaturschutz bzw. reinem Vertragsnaturschutz auf

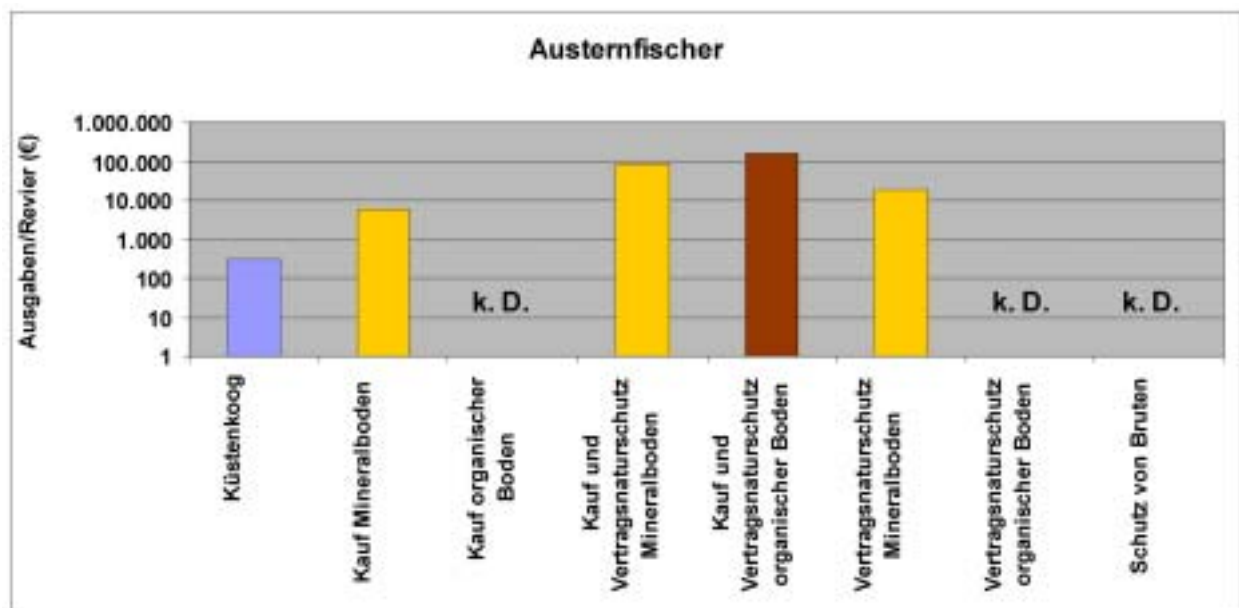


Abbildung 6.3. Quotient aus den Ausgaben für den Feuchtwiesenschutz (pro ha und pro Jahr, Details siehe Text) und den mittleren Siedlungsdichten der Wiesenvögel in verschiedenen Schutzansätzen (k. D. = keine Daten). Zur Verdeutlichung besonders geringer Beträge ist die Ausgabenskala bei einigen Arten logarithmisch dargestellt.

Figure 6.3. Quotient of financial expenditures for the protection of wet grassland (per ha and per year; for details see text) and the densities of meadow birds under different protection regimes. kD means no data. Note that some ordinates have logarithmic scales.

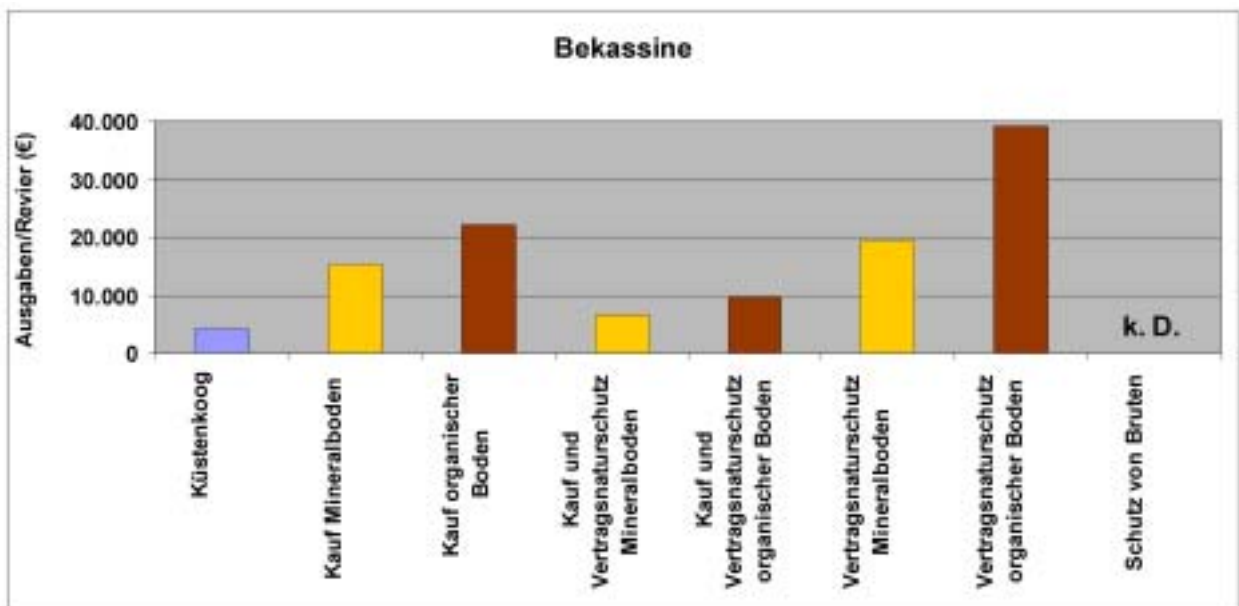
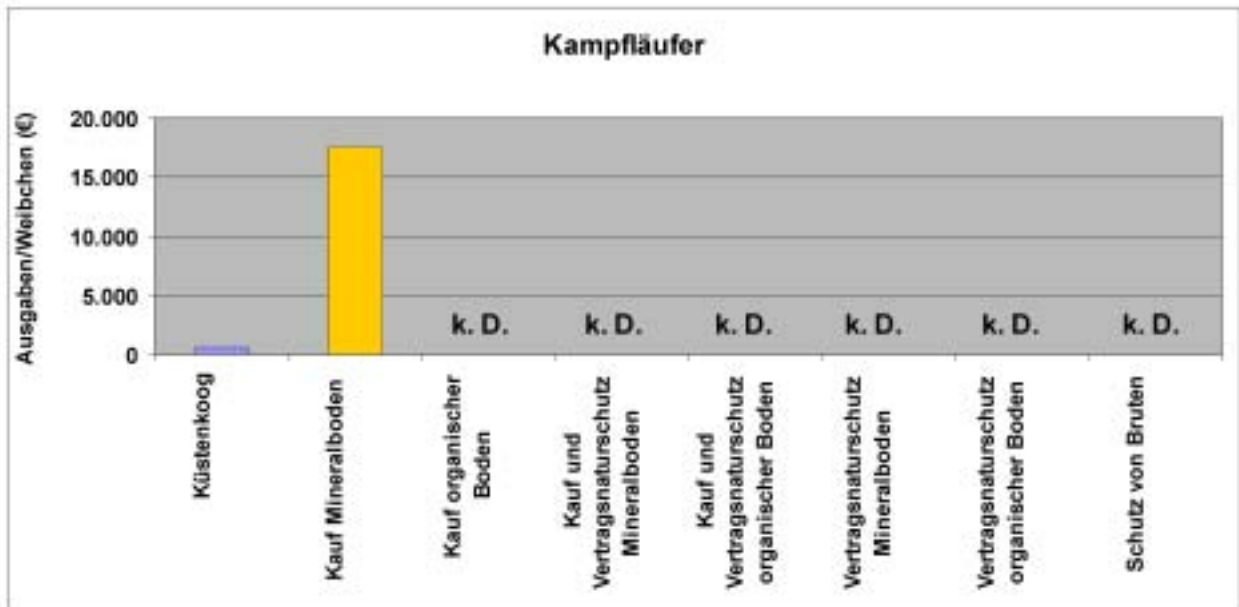
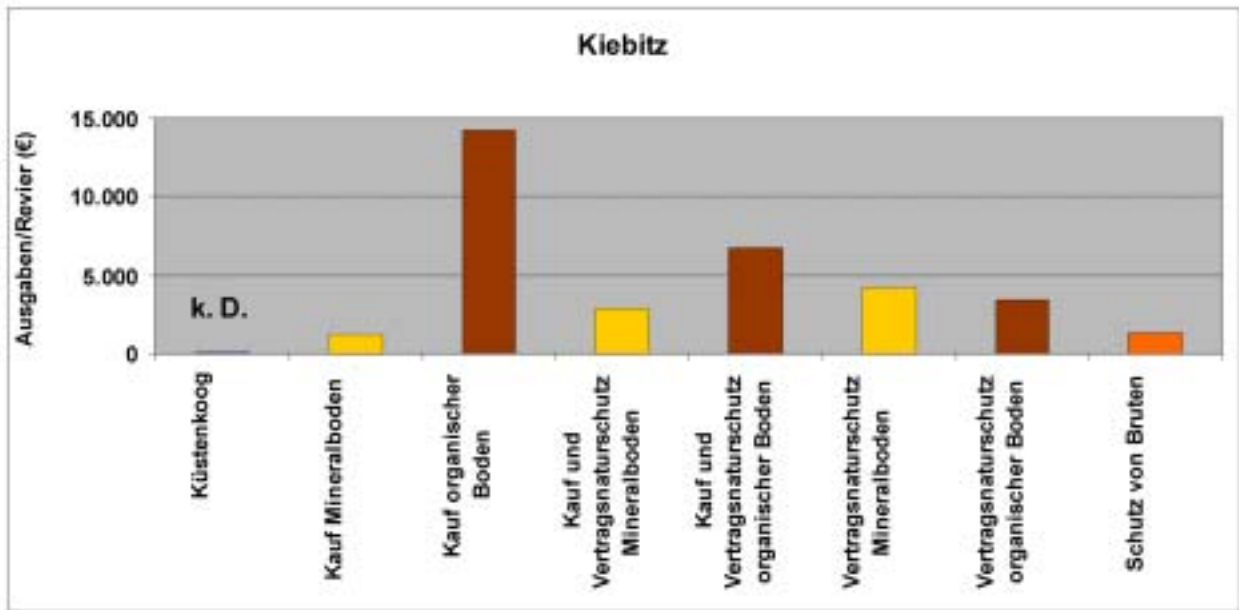


Abbildung 6.3. Fortsetzung von der Vorseite
Figure 6.3. Continued from page before.

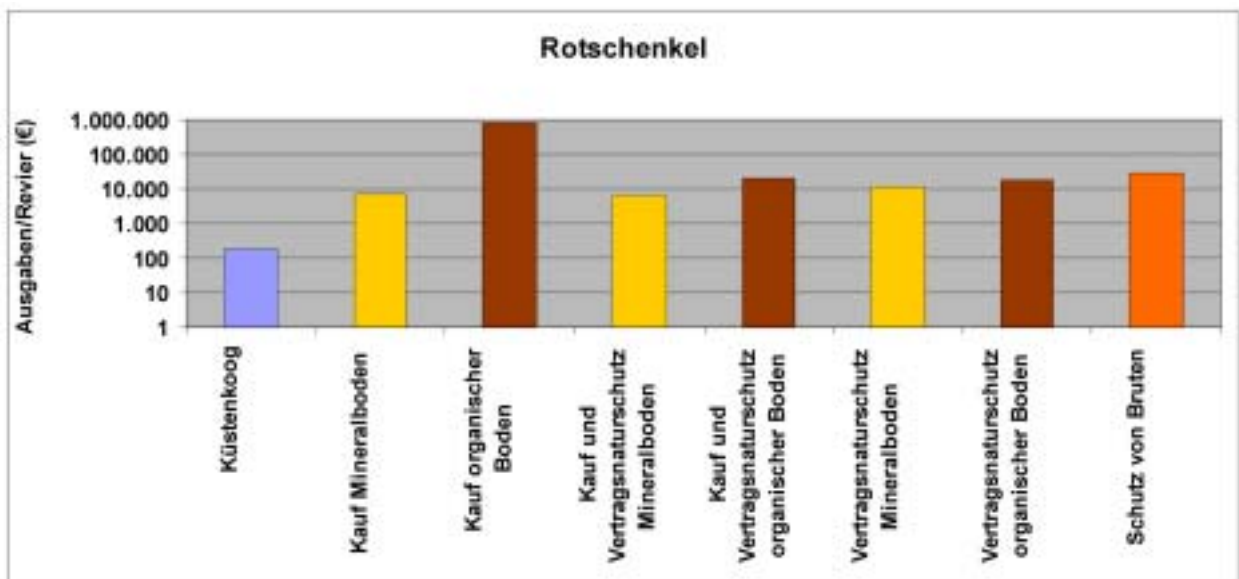
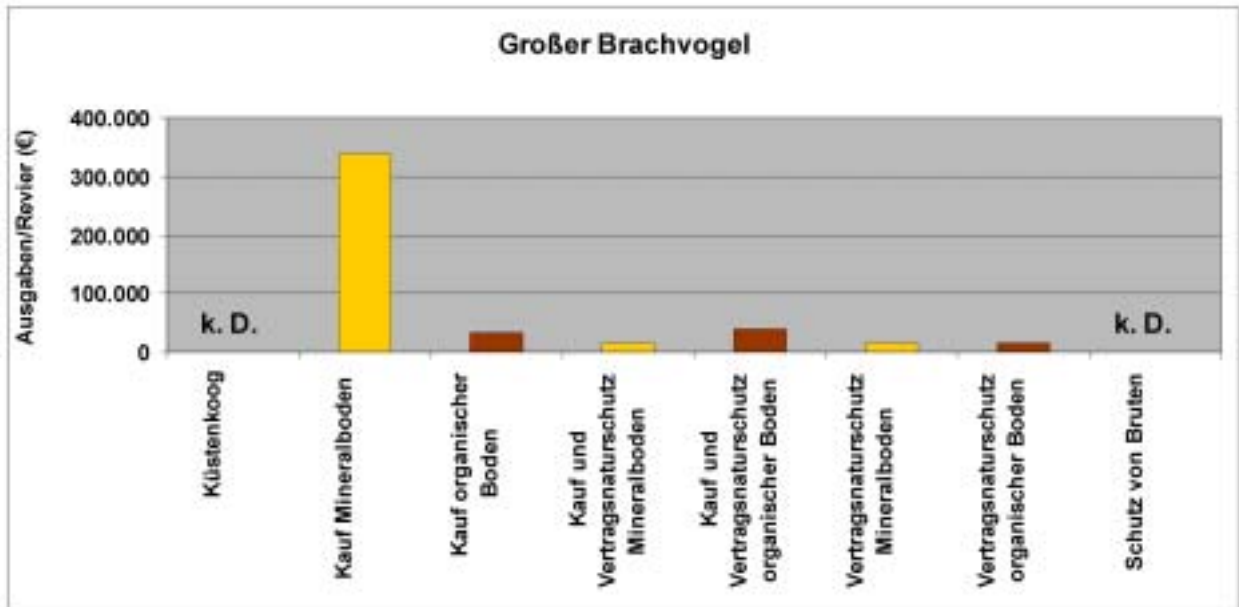
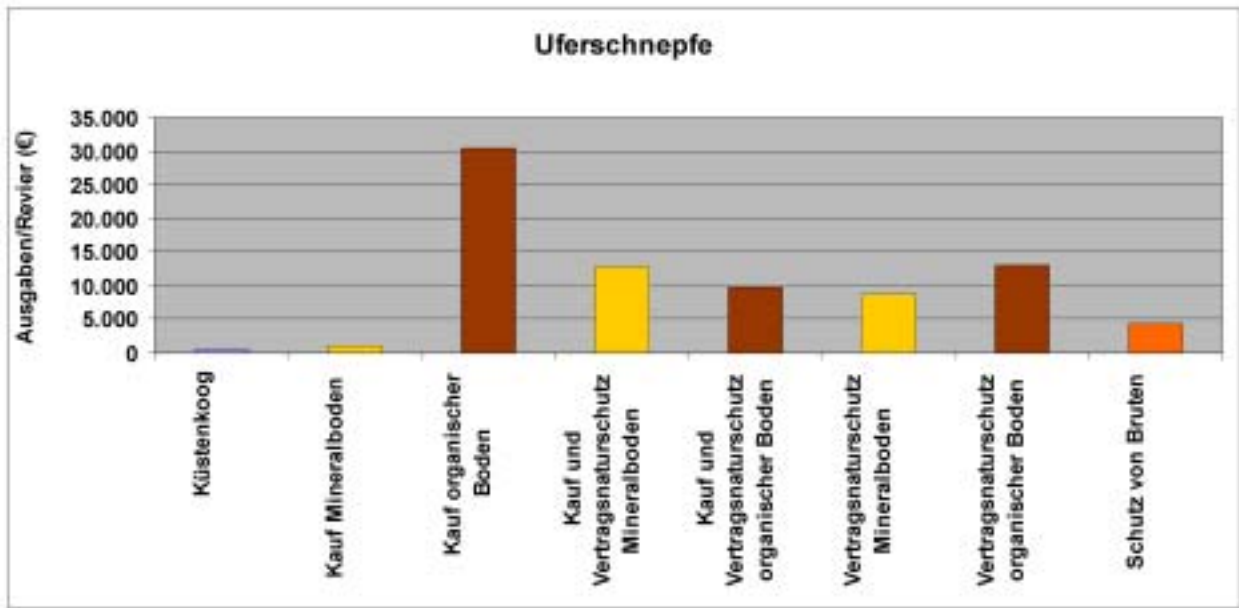


Abb. 6.3. Fortsetzung von der Vorseite.
 Figure 6.3. Continued from page before.

	Zeitraum nach der Maßnahme	Kosten pro neu angesiedeltem Paar (€)		
		0-4 Jahre	4-9 Jahre	mehr als 10 Jahre
Austernfischer	Küstenkøge	1.997		
	Kauf Mineralböden	163.576		
	Kauf organische Böden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden	116.274	92.299	387.895
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden		899.462	
	Vertragsnaturschutz Mineralböden	162.874		
	Vertragsnaturschutz organische Böden			
	Direkter Schutz von Bruten			
Kiebitz	Küstenkøge	627	834	
	Kauf Mineralböden	3.024	280.669	29.657
	Kauf organische Böden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden	6.071	59.631	
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden	22.549	8.010	157.799
	Vertragsnaturschutz Mineralböden	70.201		
	Vertragsnaturschutz organische Böden	6.247		
	Direkter Schutz von Bruten	6.992		
Kampfläufer	Küstenkøge	1.435		
	Kauf Mineralböden			
	Kauf organische Böden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden			
	Vertragsnaturschutz Mineralböden			
	Vertragsnaturschutz organische Böden			
	Direkter Schutz von Bruten			
Bekassine	Küstenkøge	11.145	26.973	
	Kauf Mineralböden	31.889	343.093	69.519
	Kauf organische Böden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden	25.196	16.417	37.937
	Vertragsnaturschutz Mineralböden			
	Vertragsnaturschutz organische Böden			
	Direkter Schutz von Bruten			
Uferschnepfe	Küstenkøge	1.304	757	
	Kauf Mineralböden	4.151		3.438
	Kauf organische Böden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden	251.802		
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden	33.682	29.131	
	Vertragsnaturschutz Mineralböden			
	Vertragsnaturschutz organische Böden			
	Direkter Schutz von Bruten			
Brachvogel	Küstenkøge			
	Kauf Mineralböden	681.971	266.434	62.794
	Kauf organische Böden	212.996		
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden	45.449	30.299	22.548
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden	156.956	67.842	49.837
	Vertragsnaturschutz Mineralböden	104.440	50.146	56.360
	Vertragsnaturschutz organische Böden	133.798		
	Direkter Schutz von Bruten			
Rotschenkel	Küstenkøge	441	403	
	Kauf Mineralböden			
	Kauf organische Böden			
	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden	6.441	13.203	20.138
	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden	40.207	37.689	
	Vertragsnaturschutz Mineralböden	333.151		
	Vertragsnaturschutz organische Böden	39.042		
	Direkter Schutz von Bruten	301.287		

Abbildung 6.4. Quotient aus den Ausgaben für den Feuchtwiesenschutz (pro ha und Jahr, Details siehe Text) und den dadurch erzielten mittleren Steigerungen der Siedlungsdichten der Wiesenvøgel in verschiedenen Schutzansätzen (graue Kästchen: negative Bestandsentwicklungen. Weiße leere Kästchen: keine Daten).

Figure 6.4. Quotient of financial expenditures for the protection of wet grassland (per ha and per year; for details see text) and the mean increase of densities of meadow birds under different protection regimes. Grey boxes: no increases observed; white empty boxes: no data.

Mineralböden waren die nächsteffizienten Ansätze.

6.3 Ausgaben bezogen auf neu angesiedelte Wiesenvögel

Bisher wurden die Kosten lediglich auf die 0-4 Jahre nach den Maßnahmen erreichten Siedlungsdichten bezogen. Es kann davon ausgegangen werden, dass die meisten Maßnahmen das Ziel hatten, die Situation der Wiesenvögel zu verbessern, also ihre Bestände zu erhöhen. In einem nächsten Schritt soll nun untersucht werden, wie sich die Kosten pro zusätzlich angesiedeltem Paar gestalten.

Da in vielen Fällen durch die Maßnahmen keine Bestandserhöhungen erreicht werden konnten, ließen sich diese Kosten nicht immer berechnen (dunkelgraue Kästchen in Abb. 6.4). Die in Abb. 6.4 angeführten Werte sind insofern kongruent mit den in den Abb 6.3 dargestellten Kosten, als dass die Rangfolge der Kosten in großen Teilen übereinstimmt. Der kostengünstigste Ansatz für eine Bestandserhöhung ist in jedem Fall auch der kostengünstigste Ansatz für den Schutz überhaupt. Der zweitgünstigste Ansatz für Bestandserhöhung und Schutz stimmt immerhin bei Kiebitz, (Kampfläufer), Uferschnepfe, Brachvogel und Rotschenkel überein, für Uferschnepfe und Brachvogel gilt dies auch für die dritte Position. Insgesamt lässt sich also sagen, dass die Abb. 6.3 relativ verlässliche Aussagen über die Kosteneffizienz der Maßnahmen auch im Hinblick auf Bestandserhöhungen erlauben.

6.4 Fazit

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse ist in Abb. 6.5 noch einmal zusammengefasst, durch welche Naturschutzansätze der Schutz der einzelnen Arten am kostengünstigsten durchgeführt werden kann. Es herrschen große Übereinstimmungen der Ergebnisse für alle Arten außer dem Brachvogel. Letzterer lässt sich offensichtlich am effizientesten durch Vertragsnaturschutzmodelle auf organischen Böden fördern, während bei allen übrigen Arten die Küstenkölge die erste Stelle einnehmen. Der Kauf in Gebieten mit Mineralböden ist für die meisten Arten ebenfalls sehr effizient – gegebenenfalls in Verbindung mit Vertragsnaturschutzangeboten. Der direkte Schutz von Gelegen und Bruten war bei den Arten, für die entsprechende Daten vorlagen, ebenfalls effizient.

Die Ausgabeneffizienz von Feuchtwiesenschutzprogrammen ist bisher nur selten untersucht worden. Ausden & Hiron (2002) kommen in einer Studie in Großbritannien zu dem Schluss, dass die von der dortigen Royal Society for the Protection of Birds betreuten (und zuvor gekauften) Feuchtwiesen einen sehr effektiven Schutz für Feuchtwiesenlimikolen bieten. Die selben Autoren stellten fest, dass aufwendigere und kostenintensivere Varianten von Vertragsnaturschutzangeboten, die auch Veränderungen des Wasserregimes beinhalteten, einen kosteneffizienteren Schutz ermöglichten als weniger aufwendige. Kleijn et al. (2001) und Verhulst et al. (2007) konnten zeigen, dass vielfach der Vertragsnaturschutz in den Niederlanden mit seinen landesweiten Programmen nicht wesentlich zu einer Verbesserung der Situation der Wiesenvögel beitragen konnte.

	Küstenkölge	Kauf Mineralböden	Kauf organische Böden	Kauf und Vertragsnaturschutz Mineralböden	Kauf und Vertragsnaturschutz organische Böden	Vertragsnaturschutz Mineralböden	Vertragsnaturschutz organische Böden	Direkter Schutz von Bruten
Austernfischer	Dunkelblau	Hellblau						
Kiebitz	Dunkelblau	Hellblau						Mittelblau
Alpenstrandläufer	Dunkelblau							
Kampfläufer	Dunkelblau	Hellblau						
Bekassine	Dunkelblau			Mittelblau	Hellblau			
Uferschnepfe	Dunkelblau	Hellblau						Mittelblau
Brachvogel						Hellblau	Dunkelblau	
Rotschenkel	Dunkelblau	Hellblau		Mittelblau				

Abbildung 6.5. Rangfolge der Ausgabeneffizienz verschiedener Schutzansätze für Wiesenvögel. Dunkelblau: Höchste Ausgabeneffizienz; mittelblau: zweithöchste Kosteneffizienz; hellblau: dritthöchste Kosteneffizienz.
Figure 6.5. Sequence of expenditure efficiency of different protection regimes for meadow birds. Dark blue: highest efficiency; medium blue: second highest efficiency; light blue: third highest efficiency.

7 Alternative Nutzungen von Feuchtwiesenstandorten

Feuchtwiesen weisen eine sehr hohe Biodiversität auf und beherbergen so viele Arten der Roten Liste wie kaum ein zweiter Lebensraum in Mitteleuropa. Ihr Schutz ist allerdings mit erheblichen finanziellen Ausgaben verbunden (siehe Kapitel 6), da sich ihr Aufwuchs nur noch bedingt im Rahmen eines konventionell geführten landwirtschaftlichen Betriebes verwerten lässt. Eine Nutzung der auf Feuchtwiesen erzeugten Biomasse in entsprechenden Kraftwerken ist zwar möglich (Rode, 2005), jedoch anderen Biomasseträgern deutlich unterlegen (Kaltschmitt, 2005) und dürfte derzeit kaum einen ökonomischen Beitrag zum Lebensraumschutz leisten. Die Frage nach alternativen Nutzungen von Feuchtwiesenstandorten und deren Wert für den Naturschutz wird daher immer häufiger gestellt.

Insbesondere auf torfhaltigen Böden bilden Feuchtwiesen einen erheblichen Kohlenstoffspeicher. Eine intensive Grünland- oder Ackerbewirtschaftung auf Moorstandorten führt in Folge einer starken Entwässerung allerdings zur Mineralisation des Bodens. Als Produkte dieses Prozesses werden Nährstoffe in das Grundwasser, Gräben und Bäche ausgetragen sowie die Atmosphäre mit den klimarelevanten Gasen Kohlendioxid und Lachgas belastet (Schäfer & Degenhardt, 1999; Wichtmann & Schäfer, 2004). Eine Umwandlung von Feuchtwiesen in intensiv bewirtschaftetes Grünland oder Ackerland sowie alle Nutzungen, die mit weiteren Entwässerungen von Feuchtwiesenstandorten einhergehen, stellen somit keine sinnvolle Alternativen dar und werden des Weiteren nicht mehr behandelt. Alternative Nutzungsformen sollten vielmehr mit einer Unterbindung der Entwässerung einhergehen. Aufgrund der Problematik der Mineralisation werden insbesondere für Niedermoor-Standorte unterschiedliche Varianten der Nutzung diskutiert.

Sukzession

In vielen Fällen werden nicht mehr genutzte Feuchtwiesen sich selbst überlassen und durchlaufen verschiedene Sukzessionsstadien. Aus der Sicht des botanischen Naturschutzes sind die zu erwartenden Gesellschaften als weniger wertvoll einzustufen, als die potenziell auf den Feuchtwiesen vorhandenen.

Die Bedeutung für den Vogelschutz hängt davon ab, in welche Richtung sich die Sukzession entwickelt. Für den Fall, dass sich auf trockenen Standorten Hochstaudenfluren und danach Gebüsche entwickeln, ist von einer Vogelwelt auszugehen, die zwar vielfältig, aber arm an bedrohten und besonders zu schützenden Arten ist. Sollten sich jedoch dauerhaft Röhrichte entwickeln, ist mit dem Auftreten von speziell an diesen Lebensraum angepassten Vögeln zu

rechnen. Darunter können auch Arten mit hoher Naturschutzrelevanz sein, allerdings kaum solche, für die Deutschland eine ähnlich hohe Verantwortlichkeit trägt wie für einige Wiesenvögel.

Auf Sukzessionsflächen kann ein Beitrag zum Schutz des Klimas geleistet werden. Geht die Nutzungsaufgabe der Feuchtwiesen mit einer Anhebung der Wasserstände und einer ganzjährigen Wassersättigung des Bodenkörpers einher, verringert sich die Emission von Stickoxiden und Kohlendioxid. Meist siedeln sich an diesen flach überstauten Standorten Röhrichte mit nicht torfbildenden Helophyta an. Kann jedoch die Torfbildung angeregt werden, wird nicht nur die Mineralisation verhindert, sondern auch Kohlendioxid und andere Stoffe gebunden (Succow 1999).



Anbau nachwachsender Rohstoffe

Neben der Sukzession ist auch eine Umstellung der Nutzung auf den Anbau nachwachsender Rohstoffe möglich. Aufgrund der für die Verhinderung der Mineralisation notwendigen hohen Wasserstände kommen derzeit lediglich Rohrkolben, Seggen, Schwarzerlen und Schilf in Frage. Breitblättriger und schmalblättriger Rohrkolben kann stofflich als Dämmstoff, bei Leichtbauplatten und vielem mehr verwendet werden. Ob sich durch Anpflanzung dauerhaft stabile Rohrkolbenbestände etablieren lassen, konnte bislang jedoch nicht geklärt werden.

Da Seggen sogar zu den torfbildenden Pflanzen gehören, könnte durch ihren Anbau nicht nur die Mineralisation verhindert, sondern auch Kohlenstoff gebunden werden. Neben einer energetischen Verwertung des geernteten Materials ist dabei auch eine stoffliche denkbar.

Eine Aufforstung von Moorstandorten birgt deutliche Nachteile gegenüber einer Grünlandnutzung. Durch den erhöhten Wasserverbrauch kommt es zu einer Belüftung des Oberbodens, was zusammen mit einer fehlenden Verdichtung des Bodens zu einer erhöhten Torfmineralisierung führt (Wichtmann & Schäfer, 2004). Lediglich eine

Schwarz-Erlenbestockung könnte aus Umweltschutzgesichtspunkten interessant sein. Durch eine Vernässung der Flächen kann die Mineralisierung unterbunden und eventuell sogar eine Torfbildung initiiert werden. Erlenholz kann als energetischer Rohstoff oder zur Herstellung von Bau- und Werkstoffen eingesetzt werden (Schäfer, 2003).

Unter den derzeitigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen sind die Umsetzungschancen für die aufgeführten nachwachsenden Rohstoffe aufgrund einer fehlenden Rentabilität lediglich gering (Wichtmann & Schäfer, 2004). Einzig der Schilfanbau bildet zumindest für die Nutzung tiefgründiger Niedermoore, die als Grünland bewirtschaftet werden, eine ökonomische Alternative. Verschiedene Produkte wie Dachabdeckung, Formkörper, Spezialverpackungsmaterial oder Vegetationsmatten werden schon vermarktet. Der Anbau von Schilf hat dabei verschiedene positive Umwelteffekte wie die Vermeidung der Ausgasung von Stickoxiden und Kohlendioxiden bei der Mineralisierung, Festlegung des Kohlendioxids und anderer Stoffe in der geernteten Biomasse oder in dem sich neu bildenden Torf, Anlegung von Retentionsräumen mit hoher Verdunstungsleistung und Schaffung stabiler Feuchtlebensräume für spezialisierte z.T. hochgradig gefährdete Tierarten (Wichtmann, 1999). Die Schilfmahd verändert allerdings die Struktur des Röhrichs

nachhaltig und wirkt sich damit auf Fauna und Flora dieses Lebensraums aus. Der Halmdurchmesser sinkt nach dem Schnitt und die Halmdichte steigt an. Durch den mechanischen Vorgang werden die Bestände zahlreicher Athropodenarten vollständig vernichtet. Viele der charakteristischen Vogelarten des Röhrichs finden auf Flächen mit Reetnutzung weder Brutplätze, da nur mehrjähriges Schilf geeignet ist, noch ein Nahrungshabitat (Kube & Probst, 1999). Jährlich geerntete Reetflächen sind daher aus naturschutzfachlicher Sicht nicht so hochwertig wie Altschilf oder gar Feuchtwiesen.

Fazit

Feuchtwiesen weisen in ihrer optimalen Ausprägung eine hohe Biodiversität aus und bilden für so viele Arten der Roten Liste einen Lebensraum wie kaum ein zweiter. Durch Intensivierung der Grünlandnutzung und Ausbreitung der Ackerwirtschaft ist ihre Ausdehnung stark zurückgegangen. Eine Umstellung auf eine alternative Nutzung an Feuchtwiesenstandorten hängt daher stark von den Voraussetzungen ab. In einem Areal mit Brutbeständen bedrohter Watvogelarten und Vorkommen bedrohter Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften ist aus Naturschutzsicht keine Verbesserung der Situation durch eine alternative Nutzung zu erwarten.

8 Perspektive des Wiesenvogelschutzes in natürlichen Lebensräumen

Wiesenvogelschutz ist in der Kulturlandschaft auf ein Habitatmanagement angewiesen und verursacht, wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben, unabhängig vom Schutzinstrument immer Kosten. Das Wirtschaftsgrünland stellt aber für die dort brütenden Vögel nur einen sekundären Lebensraum dar. Alle Arten stammen ursprünglich aus natürlichen Biotopen (Beintema, 1986). Eine Förderung und Entwicklung der Bestände der Wiesenvögel in natürlichen Bruthabitaten könnte einen verhältnismäßig kostengünstigen Beitrag zu ihrem Schutz leisten. Die Ermittlung der dafür geeigneten Lebensräume ist allerdings schwierig. Einerseits existieren nur wenige Quellen über die historischen Bruthabitats, da die Arten erst beschrieben wurden, als die Kultivierung schon weit fortgeschritten war. Andererseits existieren bei den meisten Wiesenvögeln nur noch wenige Vorkommen außerhalb landwirtschaftlich genutzter Flächen, die Rückschlüsse auf ihre Primärlebensräume erlauben würden (Schröder & Schikore, 2004).

Für die Arten Kiebitz, Kampfläufer, Bekassine, Uferschnepfe, Großer Brachvogel und Rotschenkel stellten Schröder & Schikore (2004) die Bruthabitats in überwiegend ungenutzten Landschaftselementen unabhängig von ihrem Anteil am jeweiligen Habitatspektrum zusammen. Sie bezogen sich dabei sowohl auf historische Quellen wie Naumann (1905) und Altum (1880) als auch auf aktuelle Verbreitungsangaben (Glutz von Blotzheim et al., 1975; Glutz von Blotzheim et al., 1977; Zang et al., 1995).

- Kiebitz :** Kiebitze brüten in Überflutungsbereichen und Sümpfen, Heiden, Dünen, Groß- und Kleinseggenriedern, Schotterfluren sowie Hochmooren. Dies umfasst fast alle Lebensraumtypen der Küsten, Moore, Flussufer und Flachseen. Lediglich Röhrichte und Bruchwälder werden nicht vom Kiebitz zur Brut aufgesucht.
- Kampfläufer:** Kampfläufer kommen in nährstoff- und kleingewässerreichen Küsten- und Uferlandschaften sowie Sumpfbereichen vor. Ausschlaggebend für eine Besiedlung ist dabei eine Beeinflussung des Bodens und der Gewässerstruktur durch Überflutungen.
- Bekassine:** Bekassinen weisen ein sehr breites Spektrum an Bruthabitats auf und kommen von ausgedehnten Küstenlandschaften bis hin zu Kleinmooren vor. Einen Schwerpunkt bilden Hoch- und

Niedermoorkomplexe. Voraussetzung für eine Besiedlung sind struktur- und vegetationsreiche schlammige Sumpfflächen.

Uferschnepfe: Uferschnepfen bevorzugen offene, großflächige Sumpf- und Uferlandschaften, insbesondere küstennahe, spät abtrocknende wasserreiche Niedermoorkomplexe. Ein wichtiger Aspekt ist dabei die Überflutung. Salzwiesen werden ebenfalls nach Rücknahme der landwirtschaftlichen Nutzung besiedelt.

Großer Brachvogel: Große Brachvögel treten in wechselfeuchten Moorkomplexen auf.

Rotschenkel: Rotschenkel nutzen alle Lebensraumtypen. Ihr Siedlungsschwerpunkt liegt aber in den Salzwiesen mit Prielsystemen. Sie sind ausgeprägte Küstenvögel und gehen dort im Watt auf Nahrungssuche.

Wie der Beschreibung der einzelnen Arten zu entnehmen ist, besitzen die Naturlandschaften Heide, Stromtalaue, Dünen, Salzwiesen/Inseln, Salz-/Brackmarsch/Küste, Ästuar, Niedermoor/Sumpf, Hoch- und Übergangsmoor, Flachseen, Kleingewässer und -moore ein Potenzial für den Wiesenvogelschutz (Schröder & Schikore, 2004). Da Kiebitze, Uferschnepfen, Rotschenkel usw. zur verbesserten Feindabwehr in lockeren Kolonien brüten, sind sie auf individuenstarke Populationen und Sozialverbände angewiesen. Ebenfalls aufgrund ihrer Anpassung an Räuber muss für die Vögel die Möglichkeiten zu wechselnden Schwerpunktbildungen bestehen. Die meisten Arten benötigen daher großflächig für sie geeignete Landschaften. Natürliche Lebensräume können nur bei ausreichender Ausdehnung einen Beitrag zum Schutz der Wiesenvögel leisten.

Vielen der genannten Lebensräume ist gemein, dass sie zur Zeit ohne menschliche Eingriffe nicht so offen gehalten werden können, dass sie für Wiesenvögel attraktiv bleiben. Am geringsten scheint das Problem der Offenhaltung im Wattenmeerraum zu sein. Hier siedeln Brachvögel in natürlichen, feuchten Dünentälern. Rotschenkel und Austernfischer finden auf den Salzwiesen sogar ihre Hauptverbreitungsschwerpunkte in Mitteleuropa. Auch für Kiebitze, Alpenstrandläufer, Kampfläufer und Uferschnepfen kann der Salzwiesengürtel an der Nordseeküste geeignete Lebensräume bieten. Für einige Arten ergibt sich jedoch auch in diesen naturnahen Lebens-

räumen ein Zusammenhang mit der menschlichen Nutzung. So brüteten Kiebitze und Uferschnepfen nur sehr selten auf intensiv mit Schafen beweideten Vorländern. Wenigstens in Schleswig-Holstein besiedelten sie das Vorland erst mit der Aufgabe der Schafsbeweidung. Seit längerer Zeit nicht mehr beweidete Salzwiesen mit einer vergleichsweise hohen und dichten Vegetationsdecke wurden allerdings zum Teil wieder aufgegeben. Im niedersächsischen Wattenmeer steht die Besiedlung durch Uferschnepfen im Zusammenhang mit extensiver Rinderbeweidung. Untersuchungen in Großbritannien zeigen, dass auch Rotschenkel im Vorland die höchsten Siedlungsdichten dort aufweisen, wo eine sehr extensive Beweidung durchgeführt wird (Norris et al., 1998; Norris et al., 1997). Möglicherweise besteht im Küstenraum noch ein Potenzial für die Entwicklung von Wiesenvogelpopulationen. Es scheint aber nicht ganz ohne Managementmaßnahmen (extensive Beweidung) umzusetzen zu sein, denn die auf den Vorländern weidenden Ringel-, Nonnen- und Graugänse (*Branta bernicla*, *Branta leucopsis*, *Anser anser*) sind nur kleinräumig in der Lage, für eine kurze Vegetation zu sorgen.

Es ist auch zu bedenken, dass die in Frage kommenden Salzwiesen insgesamt eine vergleichsweise geringe Ausdehnung gegenüber dem Feuchtgrünland haben, das zur Zeit noch im Binnenland vorhanden ist. Salzwiesen können also insgesamt nur einen begrenzten Beitrag zur Erholung der Wiesenvogelbestände leisten.

Ähnliches gilt für Ästuare. Ästuarlebensräume besitzen ein hohes Potenzial für Wiesenvögel. Noch stärker als Salzwiesen an der Küste

oder auf den Inseln sind sie jedoch vom Zuwachsen bedroht. Ein sehr aktives Management durch Beweidung oder Mahd ist hier notwendig, falls Wiesenvögel Lebensräume finden sollen. Derzeit herrschen an keinem mitteleuropäischen Ästuar Bedingungen vor, unter denen auf völlig natürliche Weise Lebensräume für Wiesenvögel entstehen könnten. Diese wären denkbar, wenn sich in Ästuaren eine freie Dynamik der Wasser- und Sedimentbewegungen entwickeln könnte, die großräumige Umlagerungen von Vorlandflächen ermöglichen würde.

Weiträumig offene Landschaften herrschen noch in einigen Hochmooren Norddeutschlands vor. Diese werden vor allem durch große Brachvögel besiedelt. Andere Wiesenvogelarten finden sich entweder nur in geringen Siedlungsdichten oder in Randlagen (Zang et al., 1995).

Niedermoore sind wie Ästuare in Mitteleuropa derzeit nur durch entsprechende Nutzung oder Management offen zu halten. Selbst für Bekassinen dürfte das Vegetationswachstum der über das Wasser und auch die Luft sehr stark eutrophierten Flächen zu rasch sein, als dass sie für längere Zeit als Brutgebiet genutzt werden könnten.

Die verschiedenen Versuche, die früher in Mitteleuropa vorhanden gewesene Mega-Herbivorenfauna zu restaurieren, dürften für Wiesenvögel ebenfalls nur punktuelle Verbesserungen erbringen. Es ist hier noch zu überprüfen, inwieweit durch entsprechende Projekte effektiver Wiesenvogelschutz betrieben werden kann.

Als Fazit ist festzuhalten, dass sich derzeit ohne entsprechendes Management in den möglichen natürlichen Vorkommensgebieten der Wiesenvögel in Mitteleuropa die Bestände dieser Arten kaum vermehren können.

9 Praktische Empfehlungen für den Feuchtwiesenschutz

Die Analyse der Literaturdaten und eigene Untersuchungen haben gezeigt, dass sich die gleichen Maßnahmen je nach betrachteter Art oder Artengemeinschaft unterschiedlich auswirken können. Insgesamt besteht aber eine relativ große Übereinstimmung zwischen dem Maßnahmenkatalog, der bedrohte Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften fördert, und dem, der den Schutz der Wiesenvögel voranbringt. Die an einzelnen Stellen vorhandenen Zielkonflikte zwischen Ornithologie und Botanik liegen in der gleichen Größenordnung wie die zwischen den Schutzbedürfnissen einzelner Wiesenvögel (siehe auch Oosterveld & Altenburg, 2005). Die relativ große Übereinstimmung zwischen Maßnahmen zur Förderung der Pflanzen- und Vogelwelt erleichtert die Formulierung von Empfehlungen. Allerdings existieren große Unterschiede sowohl in der Bestandsentwicklung der Wiesenvögel als auch in der Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen zwischen den einzelnen Lebensräumen bzw. Bodentypen, so dass die Maßnahmen entsprechend aufgeschlüsselt dargestellt werden müssen. Bei der Empfehlung zum Habitatmanagement wurde nicht nur auf die Analyse der Literatur zurückgegriffen, sondern auch Experten befragt. So konnten wichtige Teilaspekte wie der Betreuungsgrad und kleine, schwer zu quantifizierende Maßnahmen ebenfalls Berücksichtigung finden.

9.1 Nordseeküste mit Inseln

In diesem Bereich entwickeln sich die Bestände von Austernfischer, Kiebitz, Uferschnepfe, Großem Brachvogel und Rotschenkel deutlich günstiger als im übrigen Deutschland. Wesentliche Gebiete befinden sich in staatlichem Eigentum und können sehr kostengünstig für Wiesenvögel gepflegt werden. In einigen Gebieten ist das Potential allerdings sicher noch nicht ausgeschöpft worden. Folgende Maßnahmen zur Verbesserung der Bestände und der Reproduktionsraten von Wiesenvögeln werden dort, wo es noch kein entsprechendes Habitatmanagement gegeben hat, empfohlen:

- Anhebung der Wasserstände zur Brutzeit,
- Anlage offener Flachwasserzonen (z. B. in Gräben),
- Überstau von Flächenanteilen im Winter,
- Beweidung der Flächen (vorzugsweise mit Rindern), mit dem Ziel, die Vegetation auch an den Grabenrändern überwiegend kurz zu halten und keine Brachflächen entstehen zu lassen, ggf. Pflegeschritte, um unerwünschte Stauden und aufwachsende Gehölze zu entfernen,

- Verzicht auf jegliche Düngung,
- später Auftrieb des Viehs bzw. stark reduzierte Viehdichten (je nach Wüchsigkeit des Geländes) zur Brutzeit; nach der Brutzeit höhere Viehdichten zur Reduzierung der Vegetationshöhe,
- Bekämpfung von Füchsen,
- intensive Betreuung (Monitoring von Bestand, Bruterfolg und Bewirtschaftung, zeitnahe Rückkopplung von Monitoringergebnissen und Maßnahmen, enge Kooperation mit bewirtschaftenden Landwirten).

Diese Maßnahmen gelten für die Süß- bzw. Brackwasserlebensräume, nicht unbedingt für die Salzwiesen.

9.2 Feuchtwiesen im Binnenland auf Mineralböden

In binnenländischen Gebieten mit Mineralböden sind vor allem Maßnahmen zu empfehlen, die zu einem für Feuchtwiesenarten günstigeren Wassermanagement führen. Dies ist häufig nur dort möglich, wo sie großflächig im Eigentum von Naturschutzträgern sind. Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes sind nur dann wirksam, wenn sie auch das Wasserregime beeinflussen können und/oder dem direkten Schutz von Gelegen und Bruten dienen. Die Empfehlungen im Einzelnen lauten:

- Anhebung der Wasserstände zur Brutzeit,
- Anlage von Flachwasserzonen, Abflachung von Grabenufern,
- Überstau von Flächenanteilen im Winter,
- Beweidung von Grabenrändern,
- später Auftrieb des Viehs,
- direkter Schutz von Gelegen und Bruten vor landwirtschaftlichen Aktivitäten,
- intensive Betreuung (Monitoring von Bestand und Bruterfolg, zeitnahe Rückkopplung von Monitoringergebnissen und Maßnahmen, enge Kooperation mit bewirtschaftenden Landwirten).

Abgesehen von den Einzelmaßnahmen ist es entscheidend, große, störungsfreie Areale möglichst offen zu halten. Die einzelnen Wiesenvogelarten besitzen unterschiedliche Meideabstände gegenüber Gebäuden und Gehölzen, aber auch Straßen. Oosterveld & Altenburg (2005) geben als Faustregel an, dass ein Wiesenvogelgebiet auf einer Fläche von mindestens 100 ha offen und unzerschnitten sein sollte.

9.3 Feuchtwiesen im Binnenland auf Standorten mit Torfböden

Die Wirksamkeit von Wasserstandsanehebungen sowohl für Wiesenvögel als auch für Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften ist auf Torfböden aus verschiedenen Gründen eingeschränkt. Insbesondere der winterliche Überstau hat sich nicht immer als vorteilhaft erwiesen. Der Überstau kann zu Einschränkungen der Nahrungsverfügbarkeit und auch der weiteren Pflegemöglichkeiten führen. Problematisch sind möglicherweise vor allem stark wechselnde Feuchtigkeitsbedingungen innerhalb eines Jahres, die die Bildung angepasster Zoozönosen verhindern. Wiesenvogeldichten sind auf Torfböden relativ gering. Dementsprechend ist der finanzielle Aufwand pro Paar hoch. Auf Torfböden gewinnt deshalb der Vertragsnaturschutz gegenüber dem Ankauf von Land eine größere Bedeutung. Im Falle noch feuchter Standorte mit organischen Böden ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass auf jeden Fall Entwässerungsmaßnahmen unterbleiben müssen, um eine weitere Zersetzung der Torfe und damit erhebliche CO₂-Emissionen zu vermeiden. Die Empfehlungen im Einzelnen lauten:

- Einstellen ganzjährig hoher Wasserstände, um die Rückquellung der meist stark degenerierten Torfe zu fördern und die Grundvoraussetzung für die Etablierung feuchtigkeitsliebender Lebensgemeinschaften zu schaffen,
- Anhebung der Wasserstände zur Brutzeit in Gebieten, in denen Kiebitze und/oder Bekassinen die Leitarten sind,
- Düngerverzicht oder Reduktion der Düngung je nach Zielart (Düngerverzicht bei Uferschnepfen-Vorkommen ungünstig),
- Reduktion der Viehdichte (unter Voraussetzung einer bereits erreichten Aushagerung)
- Verzögerung des Viehauftriebs,
- Verzögerung der Mahd,
- direkter Schutz von Gelegen und Bruten vor landwirtschaftlichen Aktivitäten,
- Intensive Betreuung (Monitoring von Bestand und Bruterfolg, zeitnahe Rückkopplung von Monitoringergebnissen und Maßnahmen, enge Kooperation mit bewirtschaftenden Landwirten).

Für die Offenheit und Unzerschnittenheit der Landschaft gilt Ähnliches wie für die Mineralböden.

10 Perspektiven des Feuchtwiesenschutzes

Mehr Feuchtwiesen-Schutzgebiete und stärker zielgerichtetes Management

Die nach wie vor sehr unbefriedigende Bestandsentwicklung der Wiesenvögel und auch der Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften macht deutlich, dass es sowohl notwendig ist, den Schutz in den bestehenden Gebieten zu forcieren als auch weitere einzurichten. Eine Möglichkeit wäre, aufgegebene Feuchtwiesen wieder in eine Nutzung zu überführen oder auch Ackerflächen in geeigneten Lagen in Feuchtwiesen umzuwandeln. Dies kann besonders auf mineralischen Böden sehr erfolgreich sein, wenn gleichzeitig der Wasserstand angehoben wird.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass Wiesenvogelbestände mehr geeignete Bruthabitate als die heute besiedelten benötigen, um dauerhaft existieren zu können. Offensichtlich sind Ausweichgebiete erforderlich, die sie dann nutzen können, wenn ihre Stammgebiete durch eine zu hohe Prädatorendichte, temporäre Witterungseinflüsse, die fortschreitende Sukzession oder andere Faktoren unbrauchbar werden. Diese Ausweichflächen können durchaus relativ weit entfernt von den traditionellen Brutgebieten liegen. In den meisten Fällen reagieren Watvogelarten sehr schnell auf Schutzmaßnahmen. Viele der zunächst erfolgreichen Maßnahmen büßten jedoch nach zehn bis fünfzehn Jahren ihre Wirkung wieder ein. Die Maßnahmen an sich hatten also eine positive Wirkung, nicht jedoch die Zustände, die sich danach einstellten. Vermutlich bevorzugen Wiesenvögel Gebiete, die immer wieder junge Sukzessionsstadien aufweisen. Dies könnte mit der Anpassung einiger Arten an eher temporäre oder sich ständig verändernde Lebensräume zu tun haben. Für den Feuchtwiesenschutz bedeutet dies, dass immer wieder neue Maßnahmen auch in etablierten Gebieten notwendig sind, um den Status quo zu halten.

Intensivere Begleituntersuchungen und Betreuung

Meist sind Feuchtwiesen keine natürlich entstandenen Lebensräume. Es handelt sich dabei viel mehr um eine von Menschen geschaffene Kulturlandschaft. Die richtige Balance von Naturschutzmaßnahmen (Extensivierung, Wasserstandsanhhebung) und Bewirtschaftung ist daher besonders wichtig. Dies ist nicht ohne eine ständige Überprüfung einzelner Maßnahmen und ggf. eine Neujustierung möglich. Eine intensive Betreuung ist deshalb trotz der hohen Kosten für den Erfolg von Feuchtwiesenschutzprogrammen essenziell.

Kooperation Landwirtschaft - Naturschutz

Wo es noch Vorkommen von Wiesenvögeln bzw. Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften auf Privatflächen gibt, ist eine möglichst enge Kooperation mit den Landwirten erfolgversprechend. So sind die Projekte zum Schutz von Gelegen und Bruten nicht nur deshalb sehr erfolgreich, weil Brutverluste durch die Landwirtschaft verringert werden, sondern weil ein gemeinsames Handeln von Landwirtschaft und Naturschutz zum Wohl der Wiesenvögel gefördert wird. Bezüglich der Pflanzengesellschaften gibt es vergleichbare Ansätze.

Da der Wiesenvogelschutz an den meisten Standorten nur in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft gelingen kann, viele Landwirte aber kaum noch von der Bewirtschaftung des Grünlandes – sei sie intensiv oder extensiv – existieren können, können Mittel des Feuchtwiesenschutzes auch zur Existenzsicherung landwirtschaftlicher Betriebe dienen. Gezielte Programme zum Schutz von Bruten weisen häufig Vorteile gegenüber allgemeinen Vertragsnaturschutzangeboten auf.

Wiesenvögel und Prädation

Der Bruterfolg von Wiesenvögeln in Mitteleuropa ist in den vergangenen Jahrzehnten durch einen Anstieg der Prädationsraten erheblich zurückgegangen. Zahlreiche Untersuchungen zu Schlupferfolgen zeigen, dass hierfür vor allem Raubsäugetiere und in erheblich geringerem Maße Vögel verantwortlich sind. Die Bekämpfung von Vogelarten zum Wiesenvogelschutz ist deshalb sinnlos. Die Kontrolle von Füchsen hat sich in einigen küstennahen Gebieten als förderlich für Bestand von Wiesenvögeln erwiesen, nicht jedoch in binnenländischen Gebieten.

Finanzielle Effizienz des Wiesenvogelschutzes

Die aus finanzieller und naturwissenschaftlicher Sicht effizientesten Maßnahmen sind die, die auf staatseigenen Flächen in küstennahen Gebieten durchgeführt werden können. Allerdings lassen sich hierdurch weder Bekassinen noch Brachvögel noch bedrohte Feuchtwiesen-Pflanzengesellschaften fördern. Außerdem ist der Küstenraum insgesamt zu klein, um die Bestandsverluste von Wiesenvögeln in anderen Regionen kompensieren zu können. Trotz der hohen Kosten sind Flächenkäufe (vor allem auf Klei-, Lehm- und Sandböden) somit ein notwendiges Instrument des Feuchtwiesenschutzes. Vertragsnaturschutzvarianten ohne Beeinflussung des Wasserstandes sind trotz vergleichsweise geringer Kosten insgesamt weniger effizient. Als zusätzliche Methode in Gebieten, die sich im

Privatbesitz befinden und die natürlicherweise günstige Voraussetzungen für die Wiesenvögel bieten, ist auch der direkte Schutz von Gelegen und Bruten ein wirkungsvolles und effizientes Instrument.

Perspektive des Wiesenvogelschutzes in natürlichen Lebensräumen

Mittelfristig wird der Schutz der Wiesenvögel in der Kulturlandschaft eine vergleichsweise kostenintensive Aufgabe bleiben. Natürliche Vorkommensgebiete, die langfristig ohne umfangreiches Habitatmanagement auskommen, gibt es abge-

sehen von der Küstenregion (feuchte Dünentäler, Salzwiesen) nicht mehr. Zu den potentiell besiedelbaren Gebieten zählen Ästuare und Flussauen, in denen aber eine Wasserdynamik wieder zugelassen werden müsste, die ausreichend ist, um regelmäßig neue, offene Lebensräume zu schaffen. Auch Nieder- und Hochmoore boten in früheren Zeiten in großem Umfang Lebensräume für Watvögel. Es sollte ein langfristiges Ziel des Naturschutzes sein, für Wiesenvögel geeignete natürliche Habitate wieder auf größerer Fläche entstehen zu lassen.

11 Ausblick

Trotz der erheblichen Anstrengungen in der Vergangenheit weisen die Bestände der meisten im Feuchtgrünland brütenden Watvögel sowie vieler Arten der Feuchtwiesen-Pflanzengemeinschaft einen unverminderten Rückgang auf. Die Gründe hierfür liegen in der mangelnden Qualität der Lebensräume, die in vielen Fällen keine ausreichenden Reproduktionsraten mehr zulassen, aber auch in der weiteren Abnahme der Feuchtgrünlandfläche insgesamt. Der Druck auf die Feuchtgrünlandflächen seitens konkurrierender Nutzungen (Stichwort nachwachsende Rohstoffe) droht diese Situation in Zukunft sogar noch zu verschärfen. Das Göteborg-Ziel (Stopp des Biodiversitätsverlusts in den Staaten der EU bis 2010) droht zumindest in diesem für Mitteleuropa sehr prägenden Lebensraum zu scheitern.

Auch wenn in diesem Aktionsplan nicht DIE allgemeingültige Problemlösung identifiziert werden konnte, erscheinen doch einige Schritte in nächster Zeit dringend geboten:

- Optimierung des Managements in bereits bestehenden Schutzgebieten (vor allem in den Küstenkögen).
- Entwicklung und Aufbau von effizienten Einrichtungen (Pflegeherden, Pflegehöfe, Landschaftsverbände) zur dauerhaften Pflege von Feuchtwiesenschutzgebieten.
- Sicherung der noch bestehenden und ungeschützten Feuchtwiesengebiete (aus Klimaschutzgründen auch auf Torfböden).
- Förderung der Kommunikationsstrukturen auf lokaler Ebene, Gründung lokaler Bündnisse zum Feuchtwiesenschutz unter Beteiligung von Landwirten und Naturschützern.
- Einbeziehung von Monitoringelementen in alle Managementvorhaben zur kurzfristigen Effizienzkontrolle.

12 Literaturverzeichnis

- ADAS (1996) Monitoring of Breeding and Wintering Birds in the Somerset Levels and Moors ESA 1987 - 1995. ADAS Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries & Food.
- Alkemeier, F. (2003) Wiesenbrüterkartierung 2003 im Bereich Wiesmet (Altmühltal zwischen Muhr am See und Ornbau). Bericht für das Bayerische Landesamt für Umweltschutz, Jobstgreuth.
- Altum, B. (1880) Forstzoologie. II. Vögel, Berlin.
- Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen e.V. (1998) Wiesenvögel im westlichen Niedersachsen. Kollmann, Osnabrück.
- Arkenau, T. (1992) Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Fischerhuder Wümmewiesen, Landkreis Verden, Niedersachsen. *Natur und Landschaft*, 67, 354-358.
- Arkenau, T. & Strußmann, H. (2001) Gewässerstrandstreifenprojekt Fischerhuder Wümmeniederung, Niedersachsen. *Natur und Landschaft*, 76, 423-431.
- Atkinson, P.W., Clark, N.A., Bell, M.C., Dare, P.J., Clark, J.A. & Ireland, P.L. (2003) Changes in commercially fished shellfish stocks and shorebird populations in the Wash, England. *Biological Conservation*, 114, 127-141.
- Atkinson, P.W., Clark, N.A., Doda, S.G. & Moss, D. (2005) Changes in fisheries practices and Oystercatcher survival, recruitment and body mass in a marginal Cockle fishery. *Ardea*, 93, 199-212.
- Ausden, M. (2001) The effects of flooding of grassland on food supply for breeding waders. *British Wildlife*, 12, 179-187.
- Ausden, M. & Hiron, G. (2001) The effectiveness of RSPB lowland wet grassland reserves in conserving breeding waders and implications for the management of the Environmentally Sensitive Area scheme. RSPB, Sandy.
- Ausden, M. & Hiron, G.J.M. (2002) Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biological Conservation*, 106, 279 - 291.
- Ausden, M., Sutherland, W.J., & James, R. (2001) The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology*, 38, 320-338.
- Bainbridge, I.P. & Minton, C.D.T. (1978) The Migration and Mortality of the Curlew in Britain and Ireland. *Bird Study* 25: 39-50.
- Baines, D. (1990) The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. *Journal of Animal Ecology*, 59, 915-929.
- Bak, B. & Ettrup, H. (1982) Studies on migration and mortality of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) in Denmark. *Danish Review of Game Biology*, 12, 1-20.
- Bauer, H.-G., Berthold, P., Boye, P., Knief, W., Südbeck, P., & Witt, K. (2002) Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarbeitete Fassung, 8.5.2002. Berichte zum Vogelschutz, 39, 13-60.
- Behm-Berkelmann, K. & Heckenroth, H. (1991) Übersicht der Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten 1900-1990 an der niedersächsischen Nordseeküste. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen*, Hannover.
- Behm-Berkelmann, K., Südbeck, P., & Wendt, D. (2001) Das Niedersächsische Vogelarten-Erfassungsprogramm Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 5/01, Supplement Vögel.
- Beintema, A.J. (1986) Man made Polders in the Netherlands: a Traditional Habitat for Shorebirds. *Colonial Waterbirds*, 9, 196-202.
- Beintema, A.J. & Drost, N. (1986) Migration of the Black-tailed Godwit. *Gerfaut*, 76, 37-62.
- Bellebaum, J. (2002) Einfluß von Prädatoren auf den Bruterfolg von Wiesenbrütern in Brandenburg. Ph D thesis, Universität Osnabrück, Osnabrück.
- Belting, H., Körner, F., Marxmeier, U., & Möller, C. (1997) Wiesenvogelschutz am Dümmer und die Entwicklung der Brutbestände sowie der Bruterfolg von wiesenbrütenden Limikolen. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen*, 29, 37-50.
- Berg, Å. (1994) Maintenance of Populations and Causes of Population-Changes of Curlews *Numenius arquata* Breeding on Farmland. *Biological Conservation*, 67, 233-238.
- Berg, Å. (1996) Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia*, 107, 343-346.

- Berg, Å., Jonsson, M., Lindberg, T., & Källbäck, K.-G. (2002) Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis*, 144 (online), E131-E140.
- Berndt, R.K., Koop, B., & Struwe-Juhl, B. (2003) Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz, Neumünster.
- Besbeas, P., Freeman, S.N., Morgan, B.J.T. & Catchpole, E.A. (2002) Integrating mark-recapture-recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. *Biometrics*, 58, 540-547.
- Biologische Station Kreis Steinfurt (2005) Jahresbericht 2004. Biologische Station Kreis Steinfurt e. V., Tecklenburg.
- BirdLife International (2004) Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- Bokämper, M., Leupold, P., Liepelt, S., & Peuker-Göbel, K. (2004) Aktualisierung der KULAP-Förderkulisse der Wiesenbrütergebiete in Thüringen (gem. KULAP und Programm zur Förderung von Maßnahmen des Naturschutzes in der Landschaftspflege in Thüringen). Endbericht 2004. Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena, Hemhofen.
- Bolton, M., Tyler, G., Smith, K., & Bamford, R. (2007) The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology*, 44, 534-544.
- Boschert, M. (1996) Bestandsentwicklung verschiedener Wiesenbrüter unter besonderer Berücksichtigung des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung in der Oberrheinebene, Baden-Württemberg. *Vogelwelt*, 117.
- Boschert, M. (2005) Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997 bis 2003. *Vogelwelt*, 126, 1-51.
- Boschert, M., Münch, C., & Opitz, H. (1995) Bestandsentwicklung des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) in der Schutter-, Rench- und Kammbachniederung, Ortenaukreis, 1969 bis 1994. *Natursch. südl. Oberrhein*, 1, 29-32.
- Boschert, M. & Rupp, J. (1993) Brutbiologie des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in einem Brutgebiet am südlichen Oberrhein. *Vogelwelt*, 114, 199-221.
- Boyd, H. (1962) Mortality and fertility of European Charadrii. *Ibis*, 104, 368-387.
- Brandt, T. & Eulner, B. (2004). Die Situation der Wiesenvögel in den Meerbruchswiesen am Steinhuder Meer. In: *Wiesenvogelschutz in Niedersachsen* (eds T. Krüger & P. Südbeck), *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 41, 24 - 39.
- Bruns, H.A., Hötter, H., Christiansen, J., Hälterlein, B., & Petersen-Andresen, W. (2001) Brutbestände und Bruterfolg von Wiesenvögeln im Beltringharder Koog (Nordfriesland) in Abhängigkeit von Sukzession, Beweidung, Wasserständen und Prädatoren. *Corax*, 18, Sonderheft 2, 67-80.
- Burnham, K.P. (1993) A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. In: *Marked individuals in the study of bird population* (eds J.D. Lebreton & P.M. North), pp. 199-213. Birkhäuser, Basel.
- Burton, N.H.K. (2000) Winter site-fidelity and survival of Redshank *Tringa totanus* at Cardiff, south Wales. *Bird Study*, 47, 102-112.
- Burton, N.H.K., Rehfish, M.M., Clark, N.A., & Dodd, S.G. (2006) Impacts of sudden winter habitat loss on the body condition and survival of redshank *Tringa totanus*. *Journal of Applied Ecology*, 43, 464-473.
- Catchpole, E.A., Morgan, B.J.T., Freeman, S.N., & Peach, W.J. (1999) Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. *Bird Study*, 46 (supplement), 5-13.
- Cormack, R.M. (1964) Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51, 429-438.
- Côté, I.M. & Sutherland, W.J. (1997) The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations. *Conservation Biology*, 11, 395-405.
- Daniels, J. & Hallen, A. (1996) Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Ochsenmoor, Niedersachsen. *Natur und Landschaft*, 71, 304-310.
- de Jong, H. (1977) Experiences with the man-made meadow bird reserve „Kievitslanden“ in Flevoland (The Netherlands). *Biological Conservation* 12, 13-31.
- Delany, S. & Scott, D. (2006) *Waterbird Population Estimates - Fourth Edition* Wetlands International, Wageningen.

- Dinsmore, S.J., White, G.C., & Knopf, F.L. (2002) Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology*, 12, 3476-3488.
- Durell, S.E.A.I.v.d. (2007) Differential survival in adult Eurasian oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Journal of Avian Biology*, 38, 530-535.
- Durell, S.E.A.I.v.d. & Goss-Custard, J.D. (2000) Density-dependent mortality in Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ibis*, 142, 132-138.
- Düttmann, H. & Emmerling, R. (2001) Grünland-Versauerung als besonderes Problem des Wiesenvogelschutzes auf entwässerten Moorböden. *Natur und Landschaft*, 76, 262-269.
- Eikhorst, W. & Mauruschat, I. (2002) Wiesenvögel in der Wümmeniederung - Bestandsentwicklungen im NSG „Borgfelder Wümmewiesen“ und in der Fischerhuder Wümmeniederung sowie Bruterfolgsuntersuchungen mit Thermologgern. In: Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland (ed Biologische Station Steinfurt), pp. 79-96. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Ellenberg, H. (1986) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Aufl Ulmer, Stuttgart.
- Engl, M., Leibl, F., & Mooser, K. (2004) Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels *Numenius arquata* im Mettenbacher und Griesenbacher Moos, Landkreis Landshut. *Ornithologischer Anzeiger*, 43, 217-235.
- Epple, W. (1998) Niedersächsisches Feuchtwiesenschutzprogramm. Avifaunistische Untersuchungen in der „Stollhammer Wisch“ (Landkreis Wesermarsch) 1993 bis 1998. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie. Stadtland.
- Flade, M. (1994) Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands IHW-Verlag, Eching.
- Flade, M. & Schwarz, J. (2003) Das DDA-Monitoringprogramm für häufigere Arten. In Vogelmonitoring in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Sonderheft 1/2003, 30-35, Halle.
- Francis, C.M. & Cooke, F. (1993) A comparison of survival rate estimates from live recaptures and dead recoveries of lesser snow geese. In: Marked individuals in the study of bird population (eds J.D. Lebreton & P.M. North). Birkhäuser, Basel.
- Gedeon, K., Mitschke, A., & Sudfeldt, C., eds. (2004) Brutvögel in Deutschland. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland, Hohenstein-Ernstthal.
- Gedeon, K., Mitschke, A., & Sudfeldt, C., eds. (2006) Brutvögel in Deutschland - Erster Bericht. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland, Hohenstein-Ernstthal.
- Gerdes, K. (1995) Uferschnepfe *Limosa limosa*. In: Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen, Austernfischer bis Schnepfen (eds H. Zang, G. Großkopf & H. Heckenroth), pp. 219-227. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, B 2.5. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover.
- Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W., & Sutherland, W.J. (2001) The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412, 436-438.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M., & Bezzel, E. (1975) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6. Charadriiformes (1. Teil) Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M., & Bezzel, E. (1977) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 7. Charadriiformes (2. Teil) Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Grant, M.C., Lodge, C., Moore, N., Easton, J., Orsman, C., Smith, M., Thompson, G., & Rodwell, S. (1999) Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. *Journal of Applied Ecology*, 36, 59-74.
- Grimm, M. (2005) Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in den Belziger Landschaftswiesen (Brandenburg). *Vogelwelt*, 126, 333-340.
- Groen, N.M. & Hemerik, L. (2002) Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in the Netherlands. *Ardea*, 90, 239-248.
- Großkopf, G. (1964) Sterblichkeit und Durchschnittsalter einiger Küstenvögel. *Journal für Ornithologie*, 105, 210-236.
- Großkopf, G. (1959) Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) II. *Journal für Ornithologie*, 100, 210-236.
- Haldane, J.B.S. (1955) The Calculation of Mortality Rates from Ringing Data. In Proc. 11th Int. Orn. Congr., pp. 454-458, Basel.

- Hälterlein, B. (1996) Brutvogel-Bestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Teilprojekt A 2.7, Tönning.
- Hälterlein, B., Fleet, D.M., & Rösner, H.U. (1991) Gebietsdefinitionen für Brut- und Rastvogelzählungen an der schleswig-holsteinischen Westküste. *Seevögel*, 12, 21-25.
- Harris, M.P. (1970) Territory limiting the size of the breeding population of the Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) - A removal experiment. *Journal of Animal Ecology*, 39, 707-713.
- Hellberg, F., Nagler, A., Klugkist, H., & Schoppenhorst, A. (2000) Pflege und Entwicklung einer Niederungslandschaft im Bremer Becken am Beispiel des Naturschutzgebietes „Westliches Hollerland (Leher Feld)“. *Natur und Landschaft*, 75, 17-27.
- Hölzinger, J. & Boschert, M. (2001) Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Ulmer, Stuttgart.
- Hötker, H. (2007) Monitoring in nicht zufällig ausgewählten Zählgebieten - Überlegungen zum Modus und Umfang der Datenaufnahme. Abschlussbericht F+E Vorhaben „Monitoring von Vogelarten in Deutschland“, UFO Plan 2003: FKZ 803 82 120, Bergenhusen.
- Hötker, H., Blew, J., Bruns, H.A., Gruber, S., Hälterlein, B., & Petersen-Andresen, W. (2001) Die Bedeutung der „Naturschutzköge“ an der Westküste Schleswig-Holsteins für brütende Wiesen-Limikolen. *Corax*, 18, Sonderheft 2, 39-46.
- Hötker, H., Jeromin, H., & Melter, J. (2007) Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt*, 128, 49-65.
- Hötker, H., Köster, H., & Thomsen, K.-M. (2004). Konzeption für ein Monitoring von Wiesenvögeln in Schleswig-Holstein. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötker, H., Köster, H., & Thomsen, K.-M. (2005) Brutzeitbestände der Wiesenvögel in Eiderstedt und in der Eider-Treene-Sorge-Niederung/Schleswig-Holstein im Jahre 2001. *Corax*, 20, 1-17.
- Insley, H., Peach, W., & al., e. (1997) Survival rates of redshank *Tringa totanus* wintering on the Moray Firth. *Bird Study*, 44, 277-289.
- Iselhorst, R. (2004) Maßnahmen zum Wiesenvogelschutz auf Landkreisebene am Beispiel der Grafschaft Bentheim. In: Wiesenvogelschutz in Niedersachsen (eds T. Krüger & P. Südbek) *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, 41, 75 - 80.
- Jacobsen, J. & Hemmerling, W. (1994) Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung Projekt: Alte Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft*, 69, 307-314.
- Jeromin, H. (2006). „Feuerwehrtopf“ 2006. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine, Bergenhusen.
- Jolly, G.M. (1965) Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model. *Biometrika*, 52, 225-247.
- Junker, S., Ehrnsberger, R., & Düttmann, H. (2005) Einfluss von Landwirtschaft und Prädation auf die Reproduktion des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). *Vogelwelt*, 126, 370-372.
- Kahlert, J., Clausen, P., Hounisen, J.P., & Petersen, I.K. (2004) Tøndermarskens ynglefugle 2003. Arbejdsrapport fra DMU, Nr. 198, København.
- Kaltschmitt, M. (2005) Energetische Biomassennutzung - Status Quo und Perspektiven. In: Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz (eds F. Brickwedde, U. Fuellhaas, R. Stock, V. Wachendörfer & W. Wahmhoff) 217-235. Schmidt Verlag, Berlin.
- Kersten, M. & Brenninkmeijer, A. (1995) Growth, fledging success and post-fledging survival of juvenile Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ibis*, 137, 396-404.
- Kipp, M. (1982) Ergebnisse individueller Farbberingung beim Großen Brachvogel und ihre Bedeutung für den Biotopenschutz. *Beih.Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 25, 87-96.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., & Gilissen, N. (2001) Agri-environmental schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413, 723-725.

- Klinner-Hötker, B. & Petersen-Andresen, W. (2005) Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog. Jahresbericht 2005. Unveröffentlichtes Gutachten. Naturschutzstation „Holmer Siel“, Nordstrand.
- Köppen, U. (2001) Brutbestände der Küstenvögel in Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns in den Jahren 1999 und 2000. Seevögel, 22, 104.
- Köster, H. & Bruns, H., A. (2003) Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? Berichte zum Vogelschutz, 40.
- Kraak, W.K., Rinkel, G.L., & Hoogerheide, J. (1940) Oecologische bewerking van de Europese ringgegevens van de Kievit (*Vanellus vanellus* (L.)). Ardea, 29, 151-175.
- Kube, J. & Probst, S. (1999). Die Auswirkungen der Schilfmahd auf die in Röhrriechen vorkommende Avifauna auf ausgewählten Probeflächen im Landkreis Rügen, Mecklenburg-Vorpommern, Bonn.
- Lack, D. (1954) The Natural Regulation of Animal Numbers Clarendon Press, Oxford.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. (2005) Präda-tion und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt, 126, 259-298.
- Leibl, F. (2003) Zum Niedergang des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) im ostbayerischen Donautal. Natur und Landschaft, 78, 109-111.
- Mädlow, W. & Model, N. (2000) Vorkommen und Bestand seltener Brutvogelarten in Deutschland 1995/96. Vogelwelt, 189-205.
- Mayfield, H. (1961) Nesting success calculated from exposure. Wilson Bulletin, 73, 255-261.
- Mayfield, H. (1975) Suggestions for calculating nesting success. Wilson Bulletin, 87, 456-466.
- Melter, J., Schmidt, F., & Hötker, H. (2003) Wiesenvogel-Monitoring in Niedersachsen. Konzeption und Vorschlag einer Gebietskulisse. Bericht für die Staatliche Vogelschutzstelle im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ). CD-ROM, Belm.
- Melter, J. & Südbeck, P. (2004) Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Wiesenlimikolen unter Verragsnaturschutz: „Stollhammer Wisch“ 1993-2002. In Wiesenvogelschutz in Niedersachsen (eds T. Krüger & P. Südbeck) Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 41, 50 - 74.
- Melter, J. & Welz, A. (2003) Bestandssituation der Wiesenvögel im westlichen Niedersachsen. Feuchtwiesen-INFO, 4, 6-7.
- Mitschke, A., Sudfeldt, C., Heidrich-Riske, H., & Dröschmeister, R. (2005) Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands-Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. Vogelwelt, 126, 127-140.
- NABU (2007) Aktionsplan Feuchtwiese. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Naumann, J.F. (1905) Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas. Hrsg. C.R. Hennicke. Bd. VIII, IX, Gera-Untermhaus.
- Nehls, G., Beckers, B., Belting, H., Blew, J., Melter, J., Rode, M., & Sudfeldt, C. (2001) Situation und Perspektive des Wiesenvogelschutzes im Nordwestdeutschen Tiefland. Corax, 18, Sonderheft 2, 1-26.
- Neve, G. & Noordwijk, A.J.V. (1997). Factors affecting Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) survival rate in the Dutch Wadden Sea area. Netherlands Institute of Ecology, Heteren.
- Newton, I. (1993) Predation and the limitation of bird numbers. Current Ornithology, 11, 143-198.
- Norris, K., Brindley, E., Cook, T., Babbs, S., Brown, C.F., & Yaxley, R. (1998) Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? Journal of Applied Ecology, 35, 621-634.
- Norris, K., Cook, T., O'Dowd, B., & Durdin, C. (1997) The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-marshes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. Journal of Applied Ecology, 34, 999-1013.
- Olsen, H. (2003) Patterns of predation on ground nesting meadow birds. PhD Thesis, The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.
- Oosterbeek, K.H., Pol, M., Jong, M.L. de, Smit, C.J. & Ens, B.J. (2006) Scholekster populatie studies. Bijdrage aan de zoektocht naar de oorzaken van de sterke achteruitgang van de Scholekster in het Waddengebied. Alterra., Wageningen.
- Oosterveld, E.B. & Altenburg, W. (2005) Kwaliteitscriteria voor weidevogelgebieden, met toetslist (tweede druk). A&W-rapport 412. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Ottvall, R. (2005) Breeding success and adult survival of Redshank *Tringa totanus* on coastal meadows in the SE Sweden. Ardea, 93, 225-236.

- Pannekoek, J. & van Strien, A. (1996) TRIM. Trend & Indices for Monitoring Data. Manual. Statistics Netherlands.
- Peach, W.J., Thompson, P.S., & Coulson, J.C. (1994) Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology*, 63, 60-70.
- Pegel, H. (2004) Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen in der Fehntjer Tief-Niederung auf den Bestand und Bruterfolg der Wiesenvögel. In: Wiesenvogelschutz in Niedersachsen (eds T. Krüger & P. Südbek) *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, 41, 40-49.
- Petersen, W. (1987) Landschaftsökologische Probleme bei der Gestaltung eingedeichter Flächen des Wattenmeeres, Dagebüll.
- Poppen, T., Pegel, H., Mosig, U., & Blömer, E. (2001) Gewässerrandstreifenprojekt Flumm/Fehntjer Tief, Niedersachsen. *Natur und Landschaft*, 76, 415-422.
- Püchel-Wieling, F., Walter, B., Beckers, B., Ikemeyer, D., Sudmann, S.R., Tüllinghoff, R., & Wahl, J. (2005) Brutbestände von Bekassine, Uferschnepfe, Großer Brachvogel und Rotschenkel 2001-2003 in Nordrhein-Westfalen. *Charadrius*, 41, 191-207.
- Ranftl, H. (2002) Situation der Wiesenbrüter in Bayern. In: Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland (ed Biologische Station Steinfurt), pp. 33-44. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Richter, G. (1998) Habitatwahl, Ernährung und Bestandsentwicklung der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) am Unteren Niederrhein. Diplomarbeit, Universität zu Köln, Köln.
- Rode, M. (2005) Energetische Nutzung von Biomasse im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Naturschutz. In: Landnutzung im Wandel - Chance oder Risiko für den Naturschutz (eds F. Brickwedde, U. Fuellhaas, R. Stock, V. Wachendörfer & W. Wahmhoff), pp. 237-245. Schmidt Verlag, Berlin.
- Roodbergen, M., Klok, C., & et al. (in prep.) Local adult survival of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in the Netherlands 2002-2005 does not explain the ongoing decline of the breeding population.
- Rosenthal, G., Hildebrandt, J., Zöckler, C., Hengstenberg, D., Mossakowski, D., Lakomy, W., & Burfeindt, I. (1998) Feuchtgrünland in Norddeutschland. Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. *Angewandte Landschaftsökologie*, 15.
- Roßkamp, T. (2000) Geleeschutz in der Wesermarsch: Ergebnisbericht der Arbeiten im Jahr 2000 in der Stollhammer- und Abbehauser Wisch. Landkreis Wesermarsch, Brake.
- Ryslavy, T., Litzkow, B., Stein, A., & Zerning, M. (1999) Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg-Jahresbericht 1998. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 8 (4), 128-136.
- Sachs, L. (1978) *Angewandte Statistik*. 5. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Safriel, U.N., Harris, M.P., Brooke, M.S.L., & Britton, C.K. (1984) Survival of breeding Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Journal of Animal Ecology*, 53, 867-877.
- Schäfer, A. (2003) Das Projekt ALNUS in Mecklenburg-Vorpommern. *Forst und Holz*, 58, 263-264.
- Schäfer, A. & Degenhardt, S. (1999) Sanierte Niedermoore und Klimaschutz - ökonomische Aspekte. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research*, 38, 335-354.
- Schekkerman, H., Teunissen, W., & Oosterveld, E. (2005) Broedsucces van grutto's bij agrarisch mozaiekbeheer in „Nederland Gruttoland“. SOVON, Alterra.
- Scherfose, V., Boye, P., Forst, R., Hagius, A., Klär, C., Niclas, G., & Steer, U. (2001) Naturschutzgroßprojekte des Bundes. *Natur und Landschaft*, 76, 389-397.
- Schifferli, L., Spaar, R. & Koller, A. (2006) Fence and plough for Lapwings: Nest protection to improve nest and chick survival in Swiss farmland. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen*, 32, 123 - 129.
- Schnakenwinkel, G. (1970) Studien an einer Population des Austerfischers (*Haematopus ostralegus*) auf Mellum. *Vogelwarte*, 25, 336-355.
- Schoppenhorst, A. (2002) Charakteristika und Veränderungen der Avifauna des Feuchtgrünlandes im Bremer Raum. In: Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland (ed Biologische Station Steinfurt), pp. 65-78. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

- Schreiner, J. (1990) Die „Oberauer Schleife“ bei Straubing, ein Schwerpunkt des Wiesenvogelschutzes in Bayern. Jahresbericht OAG Ostbayern, 17, 63-68.
- Schröder, K. & Schikore, T. (2004) Wiesenvögel in der Naturlandschaft Niedersachsen: Überlegungen zu alternativen Schutzkonzepten. In: Wiesenvogelschutz in Niedersachsen (eds T. Krüger & P. Südbeck) Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 41, 90 - 105.
- Schröder, W., Schmidt, G., Pesch, R., Matejka, H., & Eckstein, T. (2001) Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogrammes im Rahmen eines Stufenkonzeptes der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder; Umweltprobenbank einschließlich Human- und Biomonitoring. Umweltbundesamt, Förderkennzeichen: 299 82 212/02.
- Seber, G.A.F. (1965) A note on the multiple recapture census. Biometrika, 52, 249-259.
- Seber, G.A.F. (1970) Estimating time-specific survival and reporting rates for adult birds from band returns. Biometrika, 57, 313-318.
- Sommer, T. (1994) Untersuchungen zum Wiesenvogelvorkommen auf der Unterweserinsel „Strohauser Plate“. Diplomarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität München, München.
- Strien, A.v., Pannekoek, J., Hagemeijer, W., & Verstrael, T. (2004) A loglinear poisson regression method to analyse bird monitoring data. In: Bird Numbers 1995. (ed A. Anselin), pp. 33-39.
- Struwe-Juhl, B. & Bütje, K. (1995) Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Hohner See-Gebiet. Corax, 16, 133-152.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., & Willems, F. (2005) Predatie bij weidevogels - op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Alterra, Beek-Ubbergen, Wageningen.
- Teunissen, W. & Soldaat, L. (2005) Indexen en trends van een aantal weidevogelsoorten uit het Weidevogelmeetnet, Periode 1990-2004. SOVON-informatie 2005/13, 1-14.
- Teunissen, W.A. (1999) Predatie bij weidevogels. SOVON Vogelonderzoek Nederland, It Fryske Gea, Beek-Ubbergen.
- Teunissen, W.A. (2000) Vrijwillige weidevogelbescherming. Het effect van vrijwillige weidevogelbescherming op de aantalsontwikkeling en het reproductiesucces van weidevogels. SOVON-Onderzoeksrapport 00/04. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Teunissen, W.A. & Hagemeijer, W.J.M. (1999) Meadow bird protection by volunteers in the Netherlands: can it stop the decline in numbers? Vogelwelt, 120, Suppl., 193-200.
- Teunissen, W.A. & Willems, F. (2004) Bescherming van weidevogels. SOVON-onderzoeksrapport 2004/06. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Thompson, P.S. & Hale, W.G. (1993) Adult survival and numbers in a coastal breeding population of redshank *Tringa totanus* in northwest England. Ibis, 135, 61-69.
- Thorup, O. (1998) Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift, 92, 1-192.
- Thorup, O. (2004) Status of populations and management of Dunlin *Calidris alpina*, Ruff *Philomachus pugnax* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in Denmark. Dansk Ornitologisk Forening Tidsskrift, 98, 7-20.
- Thorup, O. (2006) Breeding Waders in Europe 2000. International Wader Studies, 14, 1-142.
- Tüllinghoff, R., Kipp, M., & Schwartz, P. (2000) Beitrag zur Nistplatzwahl der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Metelener Schriftenreihe für Naturschutz, 9, 75-86.
- van de Pol, M., Bruinzeel, L.W., Heg, D., van der Jeugd, H.P., & Verhulst, S. (2006) A silver spoon for a golden future: long-term effects of natal origin on fitness prospects of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). Journal of Animal Ecology, 75, 616-626.
- Verhulst, J., Kleijn, D., & Berendse, F. (2007) Direkt and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. Journal of Applied Ecology, 44, 70-80.
- Walter, G. (2001) Bestandsentwicklung und Bruterfolg ausgewählter Vogelarten im Osterfeiner Moor. Landnutzung und Landentwicklung, 42, 272-276.
- Weiss, J., Michels, C., & Jöbges, M. (2002) Entwicklung der Wiesenvogelbestände in Nordrhein-Westfalen unter dem Einfluss des Feuchtwiesenschutzprogramms. In: Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland (ed Biologische Station Steinfurt), pp. 11-24. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

- White, G.C. & Burnham, K.P. (1999) Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46, S120-S139.
- Wichtmann, W. (1999) Nutzung von Schilf (*Phragmites australis*). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 38, 217-231.
- Wichtmann, W. & Schäfer, A. (2004) Nutzung von Niederungsstandorten in Norddeutschland. *WaWi*, 5/2004, 19-22.
- Wübbenhorst, J. (2000) Verteidigungsverhalten von Wiesenlimikolen gegen Prädatoren aus der Luft. *Vogelwelt*, 121, 39-44.
- Wübbenhorst, J., Baierlein, F., Henning, F., Schottler, B., & Wolters, V. (2000) Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in einem in einem trocken-kalten Frühjahr. *Vogelwelt*, 121, 15-21.
- Wymenga, E., Engelmoer, M., & Nijland, m.F. (2001) Takomst foar de Skries. Bouwstenen voor een beschermingsprogramma voor de Grutto in Fryslân. A&W-rapport 275, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Zach, P. (1996) Brutbestand und Aufzuchterfolg des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) im Regental westlich von Cham/Oberpfalz. Avifaunistischer Informationsdienst Bayern, 3, 84-92.
- Zang, H. (1995) Austernfischer *Haematopus ostralegus*. In: Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen, Austernfischer bis Schnepfen (eds H. Zang, G. Großkopf & H. Heckenroth), pp. 195-208. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, B 2.5. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover.
- Zang, H., Großkopf, G., & Heckenroth, H., eds. (1995) Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen, Austernfischer bis Schnepfen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, B 2.5. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover.
- Zijlstra, M. (1990) De weidevogelbevolking van de Kievitslanden in Oostelijk Flevoland, 1966-87. *Limosa*, 63, 17-24.
- Zöckler, C. & Oertel, G. (1992) Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Borgfelder Wümmewiesen, Freie Hansestadt Bremen, 2. Förderphase. *Natur und Landschaft*, 67, 343-353.