

Populationsentwicklung von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Ost-Luxemburg 1991-2008

Josef Kiefer, Willmericher Str. 37, D-54316 Pluwig

Zusammenfassung

In einem fast 100 km² großen Gebiet in Ost-Luxemburg wurde von 1991 bis 2008 der Rot- und Schwarzmilanbestand kontrolliert. Die Anzahl der Rotmilanrevierpaare schwankte in diesem Zeitraum zwischen 3,02 und 5,03 Paaren/100 km² und erreichte mit 7,04 Revierpaaren/100 km² im Jahre 2008 ihren vorläufigen Höhepunkt. Ausgehend von dem Jahr 1997 als Basisjahr hat die Rotmilanpopulation (Revierpaare) im Untersuchungsgebiet bis 2008 um 75% zugenommen. Von 1997 bis 2002 war zwischenzeitlich ein deutlicher Rückgang um 25% zu verzeichnen. Im Hinblick auf die Witterungsverhältnisse gibt es bei der Entwicklung der Rotmilanpopulation einen eindeutigen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen dem Anteil der erfolgreichen Bruten an allen begonnen Bruten und der Abweichung der Maitemperaturen vom langjährigen Mittel. Die Anzahl der Schwarzmilanrevierpaare schwankte zwischen 1992 und 2008 zwischen 2,01 und 4,02 Paaren/100 km². Ausgehend von dem Jahr 1997 als Basisjahr hat die Schwarzmilanpopulation (Revierpaare) im Untersuchungsgebiet um 2 Paare oder 100% zugenommen. Diese Steigerung ist allerdings erst in den beiden letzten Jahren zu verzeichnen. Zwischen 1997 und 2002 gab es bereits einmal eine solche Verdoppelung der Population, die sich allerdings in den Folgejahren nicht verstetigen konnte. Statistisch betrachtet, wirkt sich eine hohe Anzahl von Rotmilanrevierpaaren positiv auf den Bruterfolg der Schwarzmilanpopulation aus. Einen negativen Einfluss von Windkraftanlagen auf das Brutverhalten von Rot- und Schwarzmilan konnte nicht eindeutig nachgewiesen werden. Ein bislang eher unterschätzter negativer Faktor scheinen aber Waldarbeiten zu sein.

Résumé: Développement des populations du Milan royal *Milvus milvus* et du Milan noir *Milvus migrans* dans l'est du Luxembourg 1991-2008

Sur un territoire d'une surface de 100 km² dans l'est du Luxembourg, les populations des Milans royaux *Milvus milvus* et noirs *Milvus migrans* ont été recensées de 1991 à 2008. Au cours de cette période, le nombre des Milans royaux territoriaux fluctuait entre 3,02 et 5,03 couples/100 km². Il atteignait son maximum provisoire avec 7,04 couples/100 km² en 2008. En partant des effectifs de 1997, la population des Milans royaux territoriaux a augmenté de 75% jusqu'en 2008. Cependant, la comparaison des effectifs de 1997 et 2002 fait état d'une réduction de 25%. En considérant les conditions météorologiques, une relation statistiquement significative apparaît entre le nombre de nidifications réussies et la déviation des températures de mai de leur moyenne à long terme. Entre 1992 et 2008, les effectifs du Milan noir fluctuaient entre 2,01 et 4,02 couples territoriaux/100 km². De 1997 à 2008, la population territoriale du Milan noir a doublé passant de 2 à 4 couples. Cette augmentation a cependant eu lieu seulement au cours des deux dernières années. Entre 1997 et 2002, la population avait déjà doublé une fois, mais ce doublement n'a pas été confirmé par la suite. Statistiquement il semblerait qu'une population élevée de Milans royaux ait un effet positif sur le succès des nichées du Milan noir. Une influence négative des parcs à éoliennes sur le comportement reproductif des Milans royaux et noirs n'a pu être démontrée avec certitude. Cependant, au cours du recensement il est apparu que des travaux forestiers peuvent avoir une influence négative, facteur qui jusqu'ici semble avoir été sous-estimé.

Abstract: Development of the populations of the Red Kite *Milvus milvus* and the Black Kite *Milvus migrans* in the eastern part of Luxembourg 1991-2008

Over an area of 100 km² in the eastern part of Luxembourg, the population numbers of Red *Milvus milvus* and Black Kite *Milvus migrans* were registered from 1991 to 2008. During this period, population numbers of territorial Red Kites fluctuated between 3.02 and 5.03 pairs/100 km², reaching a maximum of 7.04 pairs/100 km² in 2008. Based on the population of 1997, the territorial population of Red Kites increased by 75% until 2008. However, comparing the data of 1997 and 2002, a decrease of 25% appears. Taking into account the meteorological conditions, a relationship between the deviation of the May temperature from its long term mean and the breeding success of the Red Kites appeared. Between 1992 and 2008, population numbers of Black Kites fluctuated between 2.01 and 4.02 territorial pairs/100 km². From 1997 to 2008, the population of Black Kites doubled from 2 to 4 as a result of increases realized in the last two years. Already between 1997 and 2002, the population had increased similarly, but the increase was not confirmed during the immediately following years. Statistically, the breeding success of Black Kites seems to be positively related to the population of Red Kites. A negative influence of windmill parks serving the production of energy on the breeding behaviour of the kites has not been proven. However, it appeared that maintenance work inside forests has negative effects so far underestimated.

1. Einleitung

Rotmilankartierungen *Milvus milvus* wurden in Luxemburg seit 1972 durchgeführt (Peltzer 1977, 1978, 1981) und erstmals in dem Atlasprojekt (1976-1980) systematisch zusammengeführt (Melchior et al. 1987). Für den Schwarzmilan *Milvus migrans* wurde eine Bestandsaufnahme für Luxemburg erstmals 1972 durchgeführt und zusammen mit den Resultaten der Atlaskartierungen von R. Peltzer (1983) ausgewertet. Die erste systematische Erfassung der territorialen Saisonpopulationen von Rot- und Schwarzmilan für Gesamt Luxemburg nach der Methode von Norgall et al. (1995) erfolgte 1997 (Conzemius 1998). Aktualisiert wurde die Bestandsaufnahme der Milanpopulationen im Jahre 2003 (Lorgé 2007) und 2009. Im Untersuchungsgebiet wurde die Brutpopulation von Rot- und Schwarzmilan für den Zeitraum 1991 bis 1997 vom Verfasser erstmals 1998 zusammenfassend dargestellt (Kiefer 1998).

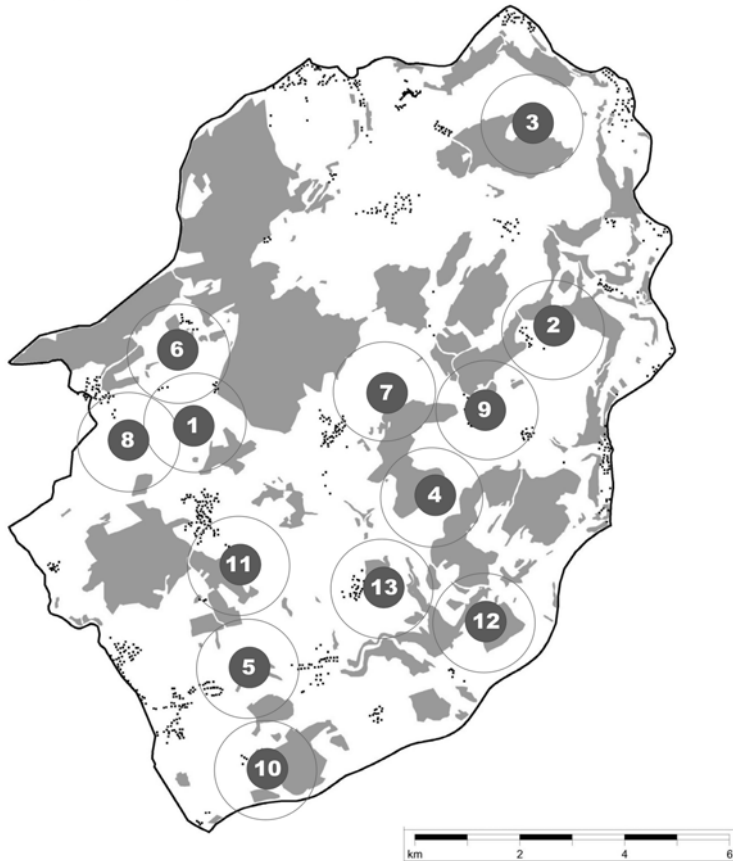
Bei der vorliegenden Arbeit geht es um eine methodisch konsistente Fortsetzung der Arbeit von 1998, wobei ein Schwerpunkt auf dem Einfluss der Witterungsverhältnisse auf die Populationsentwicklung von *Milvus milvus* und *Milvus migrans* liegt. Ein weiterer Schwerpunkt ist die gegenseitige Beeinflussung der Entwicklung der beiden Populationen im Zeitverlauf. Abschließend wird der mögliche Einfluss von Windkraftanlagen und neueren Methoden der Waldbewirtschaftung auf den Bestand von Rot- und Schwarzmilan in Ostluxemburg diskutiert.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Osten des Großherzogtums Luxemburg. Räumlich wird es im Norden vom Sauerthal und im Osten vom Sauer- und Moseltal begrenzt; es erstreckt sich westlich bis in die Gegend von Bech und südlich bis in die Gegend von Grevenmacher. Die Größe des Untersuchungsgebiets beträgt knapp 100 km² (99,4 km²). Naturräumlich gehört es zum Gutland, das geologisch dem lothringischen Schichtstufenland zugerechnet wird. An der westlichen Grenze des Untersuchungsgebietes verläuft die Grenze zwischen Keuper und Muschelkalk in Form einer deutlich ausgeprägten Schichtstufe. Die mittlere Höhenlage des Untersuchungsgebietes liegt zwischen 250 und 350 m. Die mittlere Jahrestemperatur liegt im Untersuchungsgebiet bei 8,5 - 9,0 °C, und die mittleren Niederschläge betragen 750 bis 800 mm im Jahr. Der Waldanteil an der Gesamtfläche beträgt 22%. Auf Ackerflächen und Wiesen entfallen 69%. In den feuchteren Mulden und tiefer gelegenen Gebieten dominiert noch das Dauergrünland mit Viehhaltung. In den trockneren und etwas höher gelegenen Gebieten herrscht intensiver Ackerbau (Getreideanbau) mit entsprechend großen Ackerflächen. Hier scheint der Trend zur Umwandlung von Dauergrünland zu Ackerland bzw. Silagewiesen ungebrochen.

Rotmilan (*Milvus milvus*)

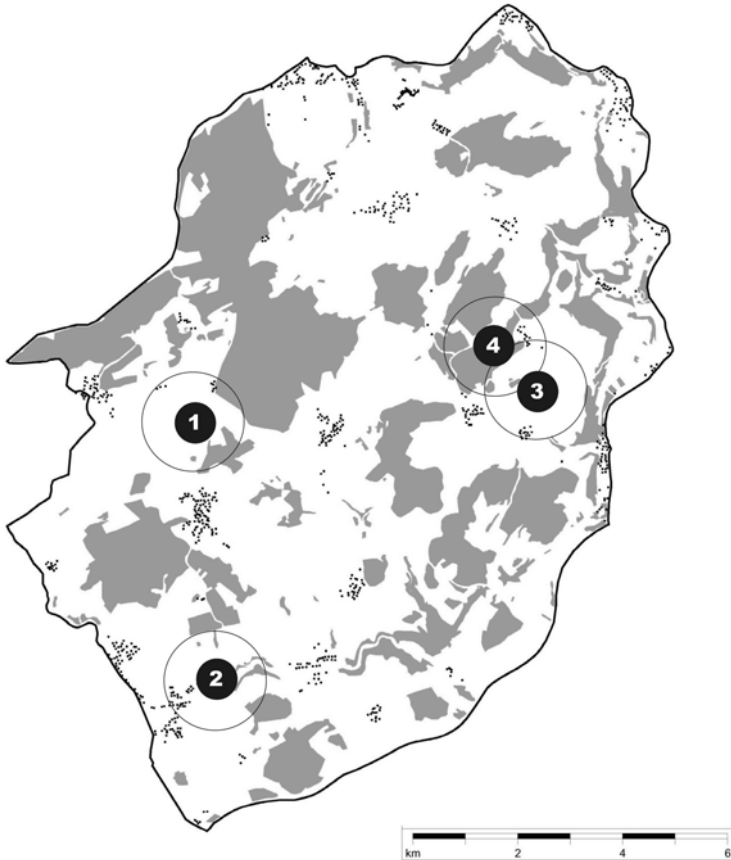
Brutreviere 1991 - 2008



Graphik 1: Alle Rotmilanreviere in Ost-Luxemburg 1991-2008 (in keinem Jahr alle gleichzeitig besetzt)

Schwarzmilan (*Milvus migrans*)

Brutreviere 1992 - 2008



Graphik 2: Alle Schwarzmilanreviere in Ost-Luxemburg 1992-2008 (in manchen Jahren alle besetzt)

3. Untersuchungsmethode

Seit 1991 erfolgte mittels gezielter Horstsuche in geeigneten Bruthabitaten und mittels Revierkartierungen mit ergänzender Horstsuche eine Erfassung der Rot- und Schwarzmilanreviere im Untersuchungsgebiet. Die Horste wurden während der gesamten Brutperiode regelmäßig kontrolliert. Es wird zwischen Revieren und Brutrevieren unterschieden. Dementsprechend wird - abweichend von der späteren Definition von Norgall et al. (1995) - unter Brutpaar ein Revierpaar verstanden, das zur Brut schreitet. Alle Brutpaare sind Revierpaare, aber nicht alle Revierpaare sind Brutpaare. Revier-Einzelvögel wurden auf Grund ihrer kurzen Verweildauer und ihres unklaren Status nicht kartiert. Diese 1991 getroffene Definition wurde aus Gründen der methodischen Konsistenz auch später beibehalten. Von Brutrevieren wird erst dann gesprochen, wenn mindestens einmal eine erfolgreiche Brut stattgefunden hat. Das Brutrevier besteht aus dem

eigentlichen Horststandort und der weiteren Umgebung des Horstbereiches, in dem sich die Revierinhaber gegenüber benachbarten Paaren zumindest zu Beginn der Brutzeit territorial verhalten. Von daher entsprechen die in den Graphiken 1 und 2 als Kreise (Durchmesser 2 Kilometer) markierten idealisierten Reviere einer Mindestgröße des Brutreviers, die in den Fällen, wo die Reviere direkt aneinandergrenzen, auch durch Beobachtungen von Grenzstreitigkeiten belegt werden kann. Dabei muss der Kreismittelpunkt nicht mit dem Horststandort identisch sein. Von den Brutrevieren im engeren Sinne sind die Aktionsräume der einzelnen Paare zu unterscheiden, die weit über die angedeuteten Brutreviergrenzen hinausgehen können. Allerdings ist auch hier eine eindeutige, dem jeweiligen Revierpaar zugeordnete Präferenz von Aktionsräumen zu erkennen, die auf Grund von gerichteten Gleitflügen in den oder aus dem Aktionsraum annäherungsweise rekonstruiert werden könnten. Das Gesagte tritt in erster Linie auf den Rotmilan zu. In Ermangelung von besseren empirischen Nachweisen und aus Gründen der Homogenität der Darstellung wurde die bei einzelnen Rotmilanpaaren beobachtete Mindestgröße schematisch auf die anderen Rotmilan- und Schwarzmilanreviere übertragen. Der Schwarzmilan scheint im Vergleich zum Rotmilan im Untersuchungsgebiet bei einem entsprechenden Nahrungsangebot (Wasserflächen von Mosel und Sauer, Mülldeponie) seinen Aktionsraum stark auszuweiten. So kann der Aktionsradius der Männchen während der Jungenaufzucht doppelt so groß sein wie der des Rotmilans. Dementsprechend werden auch weite Flugwege in Kauf genommen, die im energieaufwändigen Aktivflug zurückgelegt werden (Walz 2005).

4. Resultate

4.1 *Milvus milvus* - Entwicklung der Revier- und Brutpaare

Zwischen 1991 und 1996 schwankte die Anzahl der Revierpaare zwischen vier und fünf (Abb. 1). Nach 1997 setzte ein deutlicher Rückgang der Anzahl der Rotmilanreviere ein. Zwischen 1998 und 2001 stabilisierte sich die Anzahl der Revierpaare auf niedrigem Niveau. Erst 2002 stieg die Anzahl der Revierpaare wieder an und erreichte 2003 das Niveau der ersten Hälfte der neunziger Jahre. Über fünf Jahre blieb dann die Revierpaarpopulation konstant. Ab 2005 stabilisierte sich auch die Brutpaarpopulation bei fünf Paaren. Erst 2008 gab es einen erneuten Anstieg der Revier- und Brutpaarpopulation auf sieben Paare. Damit erreichte das Rotmilanvorkommen im Untersuchungsgebiet einen vorläufigen Höhepunkt.

Die Entwicklung der Anzahl der Brutpaare spiegelt im Wesentlichen die Entwicklung der Revierpaare wieder, nur auf niedrigerem Niveau. Nicht alle Revierbesetzungen durch Paare führen auch zu einer Brut. Von daher liegt die Anzahl der Brutpaare in der Regel unter der der Revierpaare.

Ein Revierpaar fungiert in dem Untersuchungsgebiet immer als eine Art Brutreserve. Die zeitweiligen Revierbesetzungen finden zumeist in unterschiedlichen Teilgebieten des Untersuchungsraumes statt. In den meisten Fällen handelt es sich um den Versuch der Wiederbesetzung eines alten Rotmilanreviers. Einem Anstieg der Brutpopulation geht zumeist ein Anstieg der Zahl der Revierpaare in den Vorjahren voraus (vgl. die Jahre 2002 ff Abb. 1).

Die Populationsentwicklung wird nur bedingt durch die Witterungsverhältnisse bestimmt. Zumindest für die Entwicklung von Brutpopulation und Bruterfolg zwischen 1991 und 1997 scheinen offensichtlich anthropogene Faktoren (Verfolgung durch den Menschen, Waldarbeiten und andere massive Störungen) ausschlaggebend gewesen zu sein. So ist die Aufgabe jeweils eines Brutreviers 1992, 1995 und 1997 mit großer Wahrscheinlichkeit auf einen Abschuss am Horst im vorangegangenen Jahr zurückzuführen. Im Jahr 1994 wurde der Horstbaum gefällt. Eine im Rahmen der Waldarbeiten durchgeführte Wegebaumaßnahme führte schließlich zu einer Verlagerung des Reviers. In einem Fall wurde das Rotmilanrevier vom Schwarzmilan übernommen. Die Populationskurve über den ganzen Zeitverlauf gibt also keinen „ungestörten“ Verlauf wieder, so dass ein Vergleich mit dem Witterungsverlauf nur bedingt aussagekräftig ist.

Lediglich zwischen 1998 und 2008 hatten mit einer Ausnahme (1999) anthropogene Faktoren keinen maßgeblichen Einfluss mehr auf die Populationsentwicklung. Im Jahre 1999 wurden wieder Waldarbeiten im Horstbereich eines Rotmilanpaares durchgeführt. Ob nun diese Veränderungen im Horstfeld oder die gleichzeitige Ansiedlung eines weiteren Schwarzmilanpaares zu der Aufgabe des Brutreviers geführt haben, kann nicht zweifelsfrei entschieden werden.

Rotmilanpopulation in Ost-Luxemburg

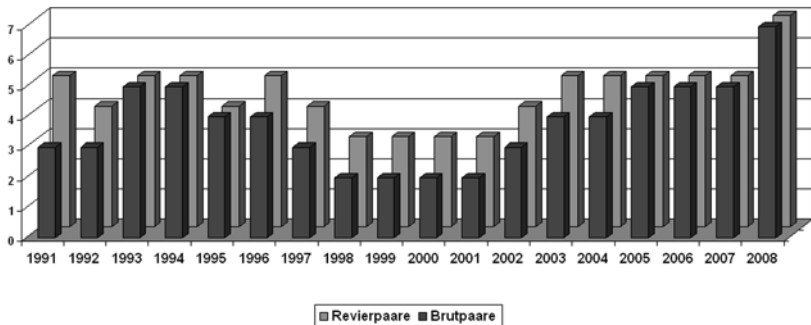


Abb. 1: Revier- und Brutpaare des Rotmilans in Ost-Luxemburg zwischen 1991 und 2008

Während bei der Entwicklung der Revier- und Brutpaare die Witterungsverhältnisse keine oder bestenfalls eine sehr geringe Rolle zu spielen scheinen, gibt es zwischen Witterung und Bruterfolg einen starken Zusammenhang. Ein entscheidender Faktor scheint dabei die Temperatur im Mai zu sein. So gibt es einen eindeutigen statistischen Zusammenhang zwischen dem Anteil der erfolgreichen Bruten an allen begonnenen Bruten und der Abweichung der Maitemperaturen vom langjährigen Mittel ($R = 0,700$, auf dem Niveau von 0,05 signifikant). Ist der Mai überdurchschnittlich warm, dann ist auch der Anteil der erfolgreichen Bruten (eine Brut wird dann als erfolgreich gewertet, wenn mindestens 1 Jungvogel flügge wurde) an allen begonnenen Bruten überdurchschnittlich groß.

Ausgehend von dem Jahr 1997 als Basisjahr hat die Rotmilanpopulation (Revierpaare) im Untersuchungsgebiet bis 2008 um 75% zugenommen. Von 1997 bis 2002 war zwischenzeitlich allerdings ein deutlicher Rückgang um 25% zu verzeichnen. Im Vergleich mit den Jahren 1991, 1993, 1994 und 1996 war bereits 1997 ein Rückgang festzustellen, so dass sich der Rückgang verglichen mit dem Populationsniveau der ersten Hälfte der 90er Jahre auf 50% bezifferte. Von daher ist das Jahr 1997 als Basisjahr eher ungeeignet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den landesweit erhobenen Daten in den Jahren 1997 und 2003 wird es allerdings beibehalten. Die Anzahl der Revierpaare auf 100 km² schwankte in diesem Zeitraum zwischen 3,02 und 5,03 Paaren/100 km² und erreichte mit 7,04 Revierpaaren/100 km² im Jahre 2008 seinen vorläufigen Höhepunkt (Abb. 2).

4.2 *Milvus migrans* - Entwicklung der Revier- und Brutpaare

Die Entwicklung der Schwarzmilanpopulation im Untersuchungsgebiet verlief zwischen 1992 und 1997 stabil (Abb. 3). Im Durchschnitt gab es jedes Jahr zwei Schwarzmilanrevierpaare, die zur Brut schritten und deren Brut auch immer erfolgreich war. Bis zum Jahre 2000 stieg die Zahl der Revier- und Brutpaare auf vier an. Dies war die höchste jemals im Untersuchungsgebiet registrierte Anzahl von Schwarzmilanpaaren. Nach diesem Höhepunkt war ein starker Rückgang zu verzeichnen. In den Jahren ab 2001 stabilisierte sich der Schwarzmilanbestand auf dem Niveau der neunziger Jahre. Nur im Jahr 2003 reduzierte sich die Schwarzmilanpopulation im Untersuchungsgebiet auf ein Brutpaar. Erst 2007 kam es wieder zu einer gravierenden Veränderung. Die Anzahl der Revierpaare verdoppelte sich von zwei auf vier. Alle Revierpaare brüteten auch erfolgreich. Im Gegensatz zum Jahr 2000, wo schon einmal ein ähnlicher Anstieg zu verzeichnen war, hatte diese Populationszunahme auch im Folgejahr 2008 Bestand.

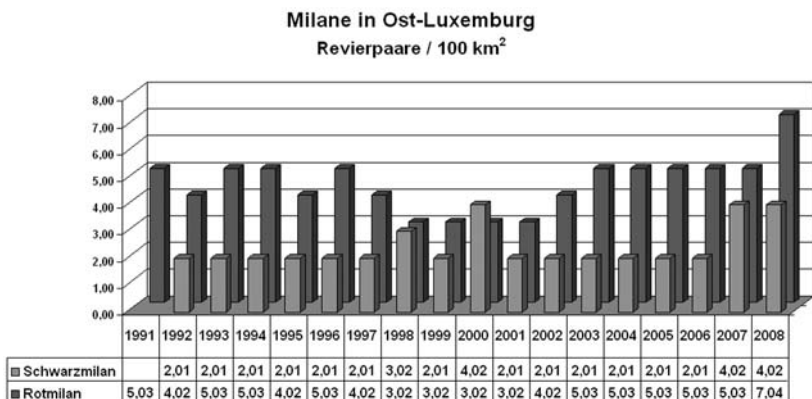


Abb. 2: Revierpaare des Rot- und Schwarzmilans in Ost-Luxemburg zwischen 1991 und 2008

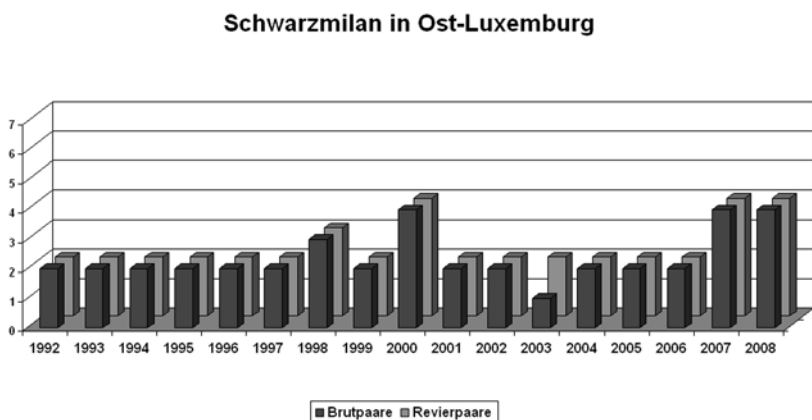


Abb. 3: Revier- und Brutpaare des Schwarzmilans in Ost-Luxemburg zwischen 1992 und 2008

Auffällig bei der Betrachtung der Entwicklung der Schwarzmilanpopulation sind die Stabilität und der konstant hohe Anteil von erfolgreichen Bruten.

Ausgehend von dem Jahr 1997 als Basisjahr hat die Schwarzmilanpopulation (Revierpaare) im Untersuchungsgebiet sogar um 100% (+2 Reviere) zugenommen. Diese Steigerung ist allerdings erst in den beiden letzten Jahren zu verzeichnen. Zwischen 1997 und 2002 gab es bereits einmal eine solche Verdoppelung der Population, die sich allerdings in den Folgejahren nicht verstetigen konnte.

Die Anzahl der Revierpaare auf 100 km² schwankte in diesem Zeitraum zwischen 2,01 und 4,02 Paaren/100 km² (Abb. 2).

4.3 Rotmilan- und Schwarzmilanpopulation

Es scheint ein Zusammenspiel zwischen der Entwicklung der Rotmilanpopulation und der Größe der Schwarzmilanpopulation zu bestehen. Der Vergleich der Entwicklung der beiden Brutpopulationen offenbart zeitweise einen deutlichen Zusammenhang, der allerdings nicht statistisch signifikant ist. Im Jahr 1998, als die Rotmilanpopulation ihren Tiefpunkt erreichte, ist eine Zunahme der Schwarzmilanbrutpaare zu verzeichnen.

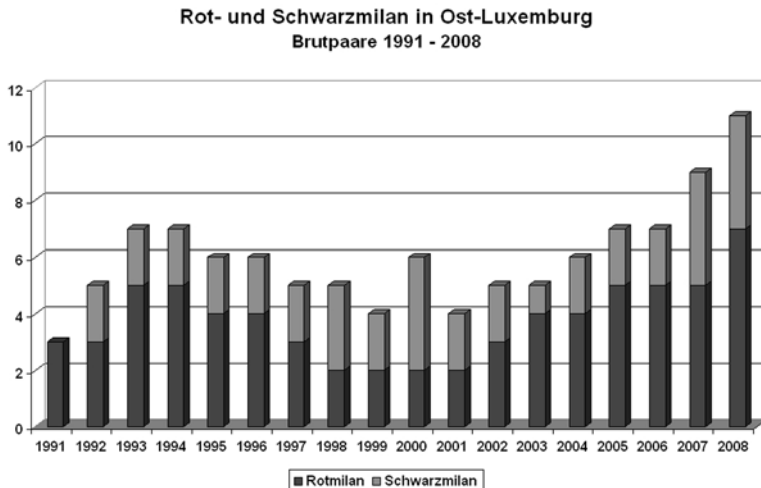


Abb. 4: Brutpaare des Rot- und Schwarzmilans in Ost-Luxemburg zwischen 1991/1992 und 2008

In den Folgejahren ist die Anzahl der Schwarzmilanbrutpaare teilweise sogar größer als die der Rotmilane. Im Jahre 2000 hat sich das sonst in dem Untersuchungsgebiet übliche Verhältnis 2:1 von Rotmilan zu Schwarzmilan umgekehrt. Vier Schwarzmilanpaaren stehen nur zwei Rotmilanpaare gegenüber. Der Zuwachs der Schwarzmilanpopulation ist aber nicht von Dauer. Bereits im Folgejahr sinkt sie wieder auf das langjährige Durchschnittsniveau ab, um schließlich 2003 auf den niedrigsten Stand seit zehn Jahren abzusinken. Parallel dazu wächst die Rotmilanpopulation wieder. Dem Anstieg der Rotmilanpopulation folgt zeitlich versetzt die Erholung der Schwarzmilanpopulation, die sich im Jahre 2005 wieder auf dem Niveau von 1993 stabilisiert hat. Lässt sich der bisherige Zusammenhang als eine Reaktion der Schwarzmilan- auf die Entwicklung der Rotmilanpopulation interpretieren, so kehrt sich die Entwicklung scheinbar ab 2007 um. Zuerst kommt es zu einem Anstieg der Anzahl der Schwarzmilanreviere, obwohl keineswegs ein Rückgang der Rotmilanpopulation zu verzeichnen ist. Im Folgejahr nimmt die Anzahl der Rotmilanbrutreviere sogar ebenfalls zu. Die Schwarzmilane zeigen eine eindeutige Tendenz, sich dort anzusiedeln, wo bereits ein Rotmilanpaar sein Revier bezogen hat (Umgekehrt ist es nur dann der Fall, wenn es sich bereits um ein ehemaliges Rotmilanrevier handelt). Im Gegensatz zu den früheren Jahren, versucht der Schwarzmilan aber nicht, den Horst des Rotmilans zu erobern, sondern nutzt einen Mäusebussardhorst in der näheren Umgebung. Auf dieser Basis wird der Schwarzmilan auch über Jahre hinweg oft in unmittelbarer Nähe (50 m) des eigenen Horstes vom Rotmilan als Nachbar toleriert. Bei langjährig etablierten Nachbarschaften gibt es auch keine Auseinandersetzungen mehr. In einem Fall scheint das Schwarzmilanpaar sogar seine Ankunftszeiten mit dem benachbarten Rotmilanpaar zu synchronisieren, indem es 14 Tage früher als die anderen Schwarzmilane und fast zeitgleich mit dem Rotmilannachbarn in seinem Revier eintrifft.

Im Übrigen scheint der Bruterfolg des Schwarzmilans erstaunlicherweise in einem positiven Verhältnis zu der Anzahl der Rotmilanrevierpaare zu stehen (Korrelation nach Pearson 0,746 – Signifikanzniveau 0,05). Statistisch betrachtet, wirkt sich eine hohe Anzahl von Rotmilanrevierpaaren positiv auf den Bruterfolg der Schwarzmilanpopulation in dem Sinne aus, dass besonders viele Schwarzmilanbrutpaare erfolgreich sind. Dieser Befund scheint im ersten Augenblick etwas paradox. Angesichts des bisher eher als „entspannt“ zu bezeichnenden Verhältnisses zwischen Rot- und Schwarzmilan macht dies aber durchaus Sinn. Mit der zunehmenden Anzahl von Revierpaaren steigt augenscheinlich die Zahl der Revierauseinandersetzungen zwischen den Rotmilanen. Der jeweilige Schwarzmilannachpaar ist der heimliche Gewinner. Da er so noch weniger belästigt wird und er zudem bei seiner Nahrungssuche durch seinen größeren Aktionsradius mit anderen zusätzlichen Nahrungsquellen gegenüber dem Rotmilan im Vorteil ist, wird der Bruterfolg der Schwarzmilanpaare weiter optimiert. Wenn dem so ist, müsste umgekehrt der Bruterfolg der Rotmilanpopulation unter diesen Bedingungen eher sinken. In der Tat korreliert die Anzahl der Rotmilanrevierpaare negativ mit ihrem Bruterfolg (Korrelation nach Pearson -0,486, allerdings nur auf dem Niveau von 0,15 signifikant), d.h. je größer die Anzahl der Revierpaare in dem Untersuchungsgebiet, desto geringer ist der Anteil der erfolgreichen Bruten an allen begonnenen Rotmilanbruten.

5. Diskussion

5.1 Der Vergleich mit der nationalen Entwicklung und Deutschland

Wenn auch die Gesamtentwicklung der Rotmilanpopulation im Untersuchungsgebiet insgesamt einen positiven Trend aufweist und in der jüngsten Zeit deutliche Zuwächse zu verzeichnen sind, so zeigt die genauere Untersuchung der Daten der Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga (Biver & Conzemius 2010a, 2010b), dass Mitte der neunziger Jahre ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen war. Dies entspricht im Übrigen der Entwicklung des Brutbestandes des Rotmilans in Deutschland. Mammen und Stubbe (2005) konstatieren, dass der Brutbestand des Rotmilans in Deutschland seit 1998 auf niedrigem Niveau weitgehend stabil bleibt. Während im Untersuchungsgebiet ab 2002 ein erneutes Wachstum der Rotmilanpopulation einsetzte, scheint der negative Trend in vielen Gebieten Deutschlands weiterhin anzuhalten. So kommt Gelpke (2007) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet zu dem Ergebnis, dass der Rotmilanbestand zwischen 1996 und 2006 um 22% abgenommen habe.

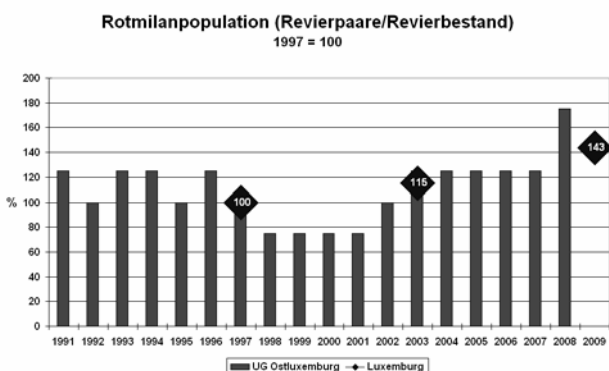


Abb. 5: Entwicklung der Rotmilanreviere im Untersuchungsgebiet (UG Ostluxemburg) und in Gesamtluxemburg (Bestand 1997 = jeweils 100%).

Der Vergleich der Entwicklung der Rotmilanpopulation in dem knapp 100 km² großen Untersuchungsgebiet mit der Gesamtentwicklung der Rotmilanpopulation in Luxemburg im 6-Jahres-Rhythmus zeigt ausgehend von 1997 eine große Übereinstimmung bezüglich des Trends und der

prozentualen Zuwächse. Allerdings wird auch deutlich, dass Bestandsaufnahmen in größeren zeitlichen Abständen eine lineare Entwicklung suggerieren, die – wie bei den meisten anderen Vogelpopulationen – in dieser Form nicht stattfindet. Vielmehr dürfte die langjährige Entwicklung der Rotmilanpopulation auch in Luxemburg Schwankungen unterworfen sein. Langzeitstudien in ausgewählten Gebieten, die z.B. auch die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Populationsentwicklung und Witterungsverhältnissen bzw. landwirtschaftlichen Nutzungsformen mit einbeziehen, könnten möglicherweise auch kleinere Bestandsschwankungen aufdecken. In diesem Sinne wäre es vielleicht empfehlenswert, mehrere solcher Untersuchungsgebiete in Luxemburg einzurichten.

Auch im Hinblick auf die Schwarzmilanpopulation im Untersuchungsgebiet gibt es auffällige Parallelen zu der Entwicklung in Gesamtluxemburg und Deutschland. Zwischen 1999 und 2002 konnte in Deutschland ein Bestandszuwachs von 20% registriert werden. Auch im Untersuchungsgebiet gab es 1998 und 2000 einen deutlichen Anstieg der Schwarzmilanpopulation, der sich aber in den Folgejahren noch nicht verstetigen konnte. Erst ab 2007 ist hier wieder ein Anschluss an den positiven Wachstumstrend der deutschen Schwarzmilanpopulation festzustellen. Gelpke (2007) stellte für Nordhessen zwischen 1996 und 2006 eine Zunahme des Schwarzmilanbestandes von 161% fest. In Gesamtluxemburg ist zwischen den Erfassungsjahren 1997 und 2003 ein Zuwachs von 15%, zwischen 2003 und 2009 nochmals von 28% zu verzeichnen.

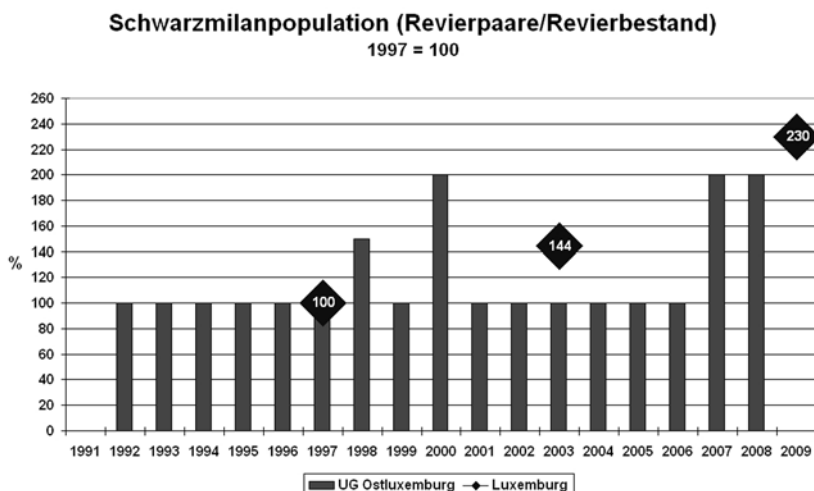


Abb. 6: Entwicklung der Schwarzmilanreviere im Untersuchungsgebiet (UG Ostluxemburg) und in Gesamtluxemburg (Bestand 1997 = jeweils 100%).

Für den Vergleich der Entwicklung der Schwarzmilanpopulation im Untersuchungsgebiet mit der Gesamtentwicklung in Luxemburg trifft zu, was bereits im Hinblick auf die Rotmilanpopulation gesagt wurde. Es herrscht große Übereinstimmung was den Trend und die prozentualen Zuwächse betrifft; kleinere Bestandsschwankungen werden bei der praktizierten Methode der Bestandserfassung auf nationaler Ebene in der Regel nicht sichtbar. Auf der anderen Seite wird am Beispiel der Schwarzmilanpopulation eine Schwäche von kleinräumigen Untersuchungen deutlich. Sind die absoluten Zahlen der Reviere (Revierpaare) im Untersuchungsgebiet zu klein, gerät die Entwicklung zu sprunghaft, weil die Bedeutung eines einzelnen Paares für die Gesamtentwicklung im Untersuchungsgebiet unangemessen groß ist und Trends erst bei einer langjährigen Betrachtung deutlich werden. Außerdem sind statistisch signifikante Aussagen bezüglich der Bestimmungsfaktoren für die kleinräumigen Populationschwankungen nur schwer möglich.

Abhilfe könnte hier nur durch eine entsprechende Vergrößerung des Untersuchungsgebietes geschaffen werden.

5.2 Einfluss von Verfolgung und jagdlichen Einrichtungen

Während im spanischen Überwinterungsgebiet des Rotmilans der illegale Abschuss nach Walz (2005) die Hauptmortalitätsursache schlechthin darstellt, werden in Deutschland und auch in Luxemburg immer wieder Greifvögel illegal abgeschossen. Bei den Milanen scheint hier besonders der Rotmilan betroffen zu sein. In dem Untersuchungszeitraum war dies mit großer Wahrscheinlichkeit in drei Fällen der Fall (zwei tote Jungvögel unter einem Horst; ein totes Exemplar im Horst, dessen Röntgenbild eindeutig Schrotkugeln aufwies; ein totes Exemplar im Horst, mit Spuren von Schrotbeschuss an der den Horst tragenden Stammgabel des Horstbaumes). In all diesen Fällen befand sich ein Jagdsitz in unmittelbarer Nähe. Der Schwarzmilan scheint im Untersuchungsgebiet weniger vom illegalen Abschuss betroffen zu sein. So ist zum Beispiel beim Schwarzmilan kein Fall eines Abschusses am Horst bekannt. Dies mag zum einen damit zusammenhängen, dass der Schwarzmilan im Untersuchungsgebiet bislang deutlich weniger häufig vorkam als der Rotmilan. Zum anderen kommt der Schwarzmilan in der Regel erst später aus dem Winterquartier zurück und schreitet relativ rasch zur Brut, so dass seine Aktivitäten viel leichter übersehen werden können als die des Rotmilans.

5.3 Einfluss von Windkraftanlagen

Einen negativen Einfluss von Windkraftanlagen auf das Brutverhalten kann hingegen bisher nicht eindeutig nachgewiesen werden. Seit 1996 betreibt Windpower eine Anlage mit vier Windrädern mit jeweils 500 kW am „Pafebiert“ zwischen Herborn und Mompach. Zwar wurde das sich südlich der Windkraftanlagen befindliche Brutrevier (Horstbaumabstand ca. 800 m) zeitnah mit der Errichtung der Windkraftanlagen geräumt (Rotmilan Nr. 7, Graphik 1), allerdings scheint hier die Ursache eindeutig in dem Abschuss von einem der Reviervögel im Jahre 1996 zu liegen. Seit 1997 ist dieses Brutrevier verwaist. Nördlich des Windparks ist es 2009 in 950 m Entfernung zu einer Neuansiedlung eines Rot- und Schwarzmilanpaares gekommen. Auch die Errichtung eines weiteren Windkraftparks vor zwei Jahren mit vier Anlagen im Untersuchungsgebiet (Inbetriebnahme 2008 von vier Enercon Anlagen mit jeweils 2000 kW und 98 m Nabenhöhe, „Burer Bierg“ – Mompach) führte zumindest bislang (2009, 2010) nicht zu einem feststellbaren negativen Einfluss auf das Ansiedlungsverhalten der Milanpaare (Rotmilan Nr. 2, 9 Graphik 1; Schwarzmilan Nr. 3, 4 Graphik 2). Allerdings ist hier auch ein Abstand zwischen Windkraftanlagen und Horststandorten von fast 1 km Minimum gegeben, der für die Minimierung des Störeinflusses als ausreichend betrachtet werden kann. Der 2009 tatsächlich aufgetretene Fall einer Brutaufgabe und die für 2010 wahrscheinliche Brutrevieraufgabe hängen mit an Sicherheit grenzenden Wahrscheinlichkeit mit den permanenten Störungen durch Waldarbeiten und die massiven Änderungen der Horstbaumumgebung zusammen und weniger mit der 1 km entfernten Windkraftanlage.

Ein Meidungsverhalten im Hinblick auf die Nutzung des Gebietes als Jagdrevier ist nicht zu verzeichnen. Wiederholt wurden sowohl Rot- als auch Schwarzmilane in unmittelbarer Nähe der Windkraftanlagen jagend angetroffen. Da aber die den Milanen eigene Jagdstrategie des Suchflugs in geringen bis mittleren Höhen (unter etwa 40 m, Walz 2005) sie in gefährliche Nähe der Rotorblätter führt, ist zweifellos ein erhöhtes Risiko eines Zusammenpralls gegeben. Das belegen die Ergebnisse einer Fallstudie in der Querfurter Platte (Sachsen-Anhalt), die im Untersuchungsjahr 2005 fünf Rotmilane als Schlagopfer registriert (der Windpark umfasst allerdings 30 Windkraftanlagen) (Mammen et al. 2006). Will man das erhöhte Risiko minimieren, so müsste der Standort der Windkraftanlagen auf einen Mindestabstand von 2-3 km begrenzt werden, denn bis zu dieser Entfernung jagen die adulten Rotmilane und die flüggen Jungvögel während der Brutsaison. Außerdem wäre es empfehlenswert, die Flächen im engeren Umkreis der Windkraftanlagen ackerbaulich so zu nutzen, dass sie als Jagdgebiet für Milane unattraktiv sind.

5.4 Einfluss der Waldbewirtschaftung

Ein bislang eher unterschätzter negativer Faktor scheinen Waldarbeiten zu sein. Dabei ist es weniger das Fällen des Horstbaumes selber, als die Veränderung des unmittelbaren Brutreviers – in der Regel eine Auflichtung des Horstumfeldes bzw. Freistellung des Horstbaumes – selber,

das zu einer erzwungenen Aufgabe des Reviers führen und über Jahre hinweg eine Wiederansiedlung verhindern können. Dabei zeigen sich besonders die negativen Auswirkungen des im Untersuchungsgebiet praktizierten und verglichen mit dem Kahlschlag aus ökologischer Sicht zweifellos positiv zu beurteilenden Plenterwaldprinzip, das in der konkreten Praxis zu einer ständigen fast alljährlichen Störung führt, was gerade für den empfindlicheren Rotmilan zu einer nachhaltigen Vergrämung führen kann. Auf der anderen Seite sind auch positive Effekte nicht auszuschließen. Durch die mit den Forstarbeiten verbundene Anlage von breiten Forstwegen werden geschlossene Waldbereiche mit Einflugschneisen versehen, die das Anlegen von Horsten auch jenseits der Waldrandzone begünstigen. Außerdem fördert die durch das Plenterwaldprinzip verursachte Auflichtung des Baumbestandes, sofern die Waldarbeiten in einem mehrjährigen Zyklus durchgeführt werden, die Ausbreitung der Brombeerbüsche, was die Begehung des Waldes erheblich erschwert und so das Störpotential reduzieren kann.

6. Literatur

- Biver G. & T. Conzemius (2010a): Die territoriale Revierpopulation des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg 2009. Regulus WB 25: 13-27
- Biver G. & T. Conzemius (2010b): Die territoriale Revierpopulation des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg 2009. Regulus WB 25: 28-40
- Conzemius T. (1998): Revierkartierung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* 1997 in Luxemburg. Regulus WB 17: 1-26.
- Conzemius T. (1998): Zur Brutverbreitung des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg. Regulus WB 17: 27-31.
- Gelpke C. (2007): Zwei (un-) gleiche Brüder – Reproduktion von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus*, *M. migrans*) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet, Kurzfassung des Vortrags der Sitzung "Ornithologie in Hessen" während der DOG-Tagung 2007 in Gießen.
- Kiefer J. (1998): Brutbiologische Notizen zum Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Ost-Luxemburg. Regulus WB 17: 32-37.
- Lorgé P. (2007): Die Bestände von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Luxemburg zwischen 1997 und 2003. Regulus WB 22: 30-35.
- Mammen U., K. Mammen, C. Strasser & A. Resetaritz (2006): Rotmilan und Windkraft – eine Fallstudie in der Querfurter Platte, Poster auf dem 6. Internationalen Symposium Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten vom 19.10. bis 22.10.2006 in Meisdorf/ Harz
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNLV, Luxemburg.
- Norgall A., Porstendörfer D. & D. Trzeciok (1995): Territoriale Saisonpopulation, Populationsentwicklung und lokale Dichte - Unterschiede beim Rotmilan. Vogel und Umwelt 8: 67-78 (Sonderheft Rotmilan).
- Peltzer R. (1977): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg (Teil 1). Regulus 12: 222-233.
- Peltzer R. (1978): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg (Teil 2). Regulus 12: 332-337.
- Peltzer R. (1981): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg (Teil 3). Regulus 14: 72-77.
- Peltzer R. (1986): Zur Brutverbreitung des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) in Luxemburg. Regulus 14: 224-228.
- Walz J. (2005): Rot- und Schwarzmilan - Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. AULA Verlag, Wiebelsheim .

Die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg

Erfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete

Gilles Biver¹, Tom Conzemius

¹ Centrale ornithologique, 5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer, col@luxnatur.lu

Zusammenfassung

Die Erfassung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* von 2009 ergab für Luxemburg insgesamt 66 Reviere und eine landesweite Dichte von 2,6 Revieren/100 km². Im Vergleich zu den vorigen Erfassungen von 1997 und 2003, ist der Bestand in der Periode 1997-2009 um 43% (20 Paare) angestiegen. Dabei kam es nicht zu einer wesentlichen Arealausbreitung, sondern die Siedlungsdichte stieg in den ohnehin im Landesvergleich am dichtesten besiedelten Gebieten, etwa im Osten und auf dem Öslinger Hochplateau. Regional liegen die Höchstdichten 2009 im Osten bei 6,8 und auf dem Öslinger Hochplateau bei 6,0 Revieren/100 km². Die höchste lokale Siedlungsdichte wurde für die Umgebung der offenen Müllhalde von Flaxweiler (100 km²) errechnet: 9 Reviere/100 km². Aus Naturschutzgründen sind die Kernräume des Rotmilans in Luxemburg festzulegen und als Schutzgebiete nach der Vogelschutz-Richtlinie 79/409/CEE auszuweisen.

Résumé: La « population territoriale en saison de reproduction » du Milan royal *Milvus milvus* au Luxembourg – Prospection de 2009 et comparaisons avec 1997 et 2003 – Identification des régions de distribution les plus importantes

La prospection de la « population territoriale en période de reproduction » du Milan royal *Milvus milvus* en 2009 a montré un total de 66 territoires pour le Luxembourg et une densité nationale de 2,6 territoires/100 km². En comparaison avec les prospections antérieures de 1997 et 2003, l'effectif de la population a augmenté dans la période 1997-2009 de 43% (équivalent à 20 couples). L'aire de distribution n'a pas changé fondamentalement, mais la densité a augmenté dans les régions du Luxembourg déjà les plus densément peuplées, tels l'Est et le plateau de l'Oesling : en 2009 la densité dans l'Est a été de 6,8 et sur le haut-plateau de l'Oesling de 6,0 territoires/100 km². La plus forte densité locale était notée dans les environs de la décharge à ciel ouvert de Flaxweiler (100 km²): 9 territoires/100 km². Conformément aux buts de conservation de la directive « Oiseaux » 79/409/CEE, les zones à haute densité du Milan royal sont identifiées afin d'être désignées comme Zones de Protection Spéciale.

Abstract: The territorial population of the Red Kite *Milvus milvus* in Luxembourg during the breeding season – Census of 2009 and comparisons with 1997 and 2003 – Identification of the most important regions of its distribution

During the 2009 breeding season, 66 territories of the Red Kite *Milvus milvus* were found in Luxembourg. The national population density was 2.6 territories/100 km². Since the first national census in 1997, the population of Red Kites has increased by 43% (corresponding to 20 territories). The distribution range of the species has hardly changed, however, in already previously densely populated areas, the numbers of territories have further increased. In the east of Luxembourg, the density reached 6.8 territories/100 km² and on the plateau of the Oesling 6.0 territories/100 km². The highest density with 9 territories/100 km² was calculated for the area surrounding the open air dumping ground of Flaxweiler (100 km²). The regions with a high density of Red Kites were identified. For conservation purposes, these are proposed to become Special Protection Areas according to the birds' directive 79/409/CEE.

Einleitung

Der Rotmilan ist im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie 79/409/CEE aufgelistet und als SPEC2 (*Species of European Conservation Concern*) geführt, also eine Art, deren Hauptverbreitungsareal sich auf Europa konzentriert und deren Naturschutzstatus als „ungünstig“ eingestuft wird (BirdLife 2004). Aus Naturschutzgründen ist es deshalb unabdingbar, auch in Luxemburg die Bestände regelmäßig zu kontrollieren, um etwaigen negativen Entwicklungen entgegenzuwirken. Ebenfalls anlehnend an die Meldepflicht der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie 92/43/CEE, werden seit 1997 die Bestände beider Milan-Arten im Sechsjahres-Rhythmus aufgenommen. 2009 kartierte die feldornithologische Arbeitsgruppe der *Lëtzebuenger Natur - a Vulleschutzliga* (LNVL) die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* und des Schwarzmilans *Milvus migrans* (Biver & Conzemius 2010) in Luxemburg zum dritten Mal.

Da bei der Feldarbeit in Luxemburg bei den einzelnen Zählungen dieselbe Methodik (Norgall 1995) angewandt wurde, sind die gewonnenen Daten vergleichbar und erlauben Aussagen über die Bestandsentwicklung zwischen den Erhebungen 1997, 2003 und 2009. Die Resultate der drei Erfassungen sollen dazu dienen, die verschiedenen Regionen Luxemburgs auf ihre Rotmilan-Dichten hin zu untersuchen und die Kernräume der Verbreitung des Rotmilans in Luxemburg festzulegen.

Methode

Details zur Methode der Feldarbeit und zur Auswertung der Daten sind bei Conzemius (1998) erläutert. Die gewählte Methode wird Erfassung der „territorialen Saison-Population“ genannt. Das Ziel ist nicht die Erfassung der Brutpaare, sondern die Kartierung aller zur Balz- und Brutzeit besetzten Reviere. Als territoriale Saisonpopulation gelten Brut- und Revierpaare, sowie Revier-Einzelvögel (Tabelle 1). Adulte Einzelvögel ohne Reviere, vorjährige, nicht geschlechtsreife Vögel oder gemischte Gruppen von Übersommerern sollen identifiziert werden, werden jedoch für die Auswertung nicht zurückbehalten.

Tabelle 1: Struktur der Rotmilan-Population im Frühjahr

Territoriale Saisonpopulation			Nichtterritoriale Vögel	
Brutpaare	Revierpaare	Revier-Einzelvögel	Übersommerer (Gruppen, Einzelvögel, Vorjährige oder Adulte)	Durchzügler

Vereinfacht dargestellt, gelten für die Unterteilungen der territorialen Saisonpopulation folgende Definitionen:

- **Brutpaar:** minimale Bedingung war die Beobachtung eines brütenden Altvogels oder eines kürzlich ausgeflogenen Jungvogels in der Nähe des Brutplatzes (Mai-Juli),
- **Revierpaar:** die Feststellung des Paares im besetzten Revier mindestens zweimal während der Balzzeit mit Revierverhalten (März-April) und/oder mit brutverdächtigem Verhalten während der Brutzeit in Verbindung zu einem potentiellen Horstbereich,
- **Revier-Einzelvogel:** die Beobachtung eines Altvogels mindestens zweimal zur Brut- oder Balzzeit in einem aus den Vorjahren bekannten Brutrevier.

Es handelte sich um eine nationale Bestandsaufnahme, so dass das Untersuchungsgebiet ganz Luxemburg mit seiner Fläche von 2.586 km² umfasste. Das ganze Untersuchungsgebiet wurde zwischen mehreren Gebietsverantwortlichen in verschiedene Teilgebiete aufgeteilt.

Bei der Revierkartierung wurde der Zeitraum 1. März bis 15. Juli festgelegt. Diese Periode wurde in mehrere Abschnitte eingeteilt:

- **a) Balzperiode** vom 1. März bis zum 20. April, aufgeteilt in drei Abschnitte,
- **b) Brutperiode** vom 21. April bis zum 20. Mai - Bestätigung der Reviere mit Brutpaaren,
- **c) Aufzuchtperiode** vom 21. Mai bis zum 15. Juli – Bestätigung der Reviere mit Brutpaaren.

Hauptaufmerksamkeit galt der Balzperiode, in der drei Begehungen der gesamten Untersuchungsfläche stattzufinden hatten.

Dank der beiden vorigen Erfassungen aus den Jahren 1997 (Conzemius 1998) und 2003 (Lorgé 2006) bestand bereits vor der Erfassung 2009 ein guter Kenntnisstand zu Verbreitung und Bestand des Rotmilans in Luxemburg.

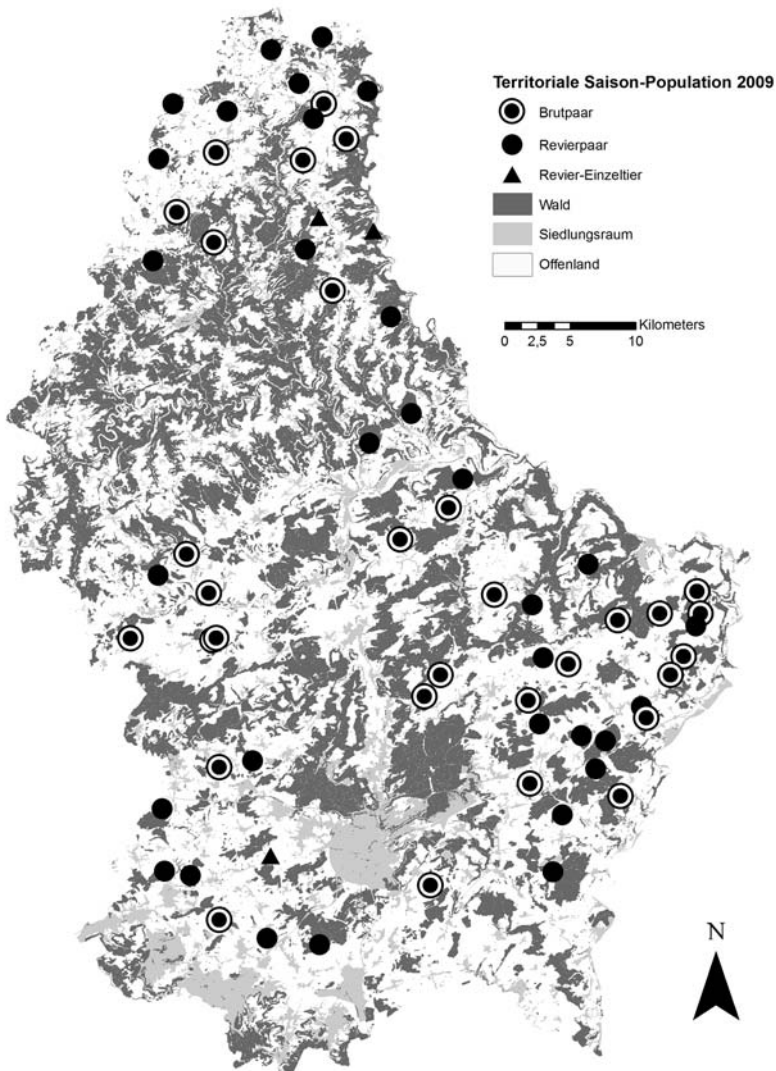
Um eventuell gezielte Schutzmaßnahmen für den Rotmilan in Luxemburg einzuleiten, müssen die unterschiedlichen Regionen Luxemburgs auf ihre Revierdichte hin untersucht werden. Die Rotmilan-Kernräume müssen identifiziert und von unbesiedelten Regionen abgegrenzt werden. Conzemius (1998) definierte neun verschiedene Räume in Luxemburg, um die Dichteverhältnisse zu vergleichen und Rückschlüsse über die Habitatanforderungen des Rotmilans zu erhalten. Bei der Festlegung der Grenzen dieser Räume mussten die Gemeindegrenzen herangezogen werden, da die Landnutzung damals in Luxemburg auf Gemeindeebene statistisch erfasst wurde.

Obwohl sich diese auf Gemeindegrenzen definierten Räume gut für die damalige Analyse eigneten, waren nach der dritten Erfassung leichte Änderungen deren Grenzföhrung nötig. Zudem stehen heute mittels GIS-Programmen flächendeckend Umweltvariablen zur Verfügung, welche ohne weiteres mit allen möglichen Untersuchungsflächen verschnitten werden können. Sie erlauben es, die Gemeindegrenzen, die sich nicht immer für die Eingrenzung von Revieren oder Dichtezentren eignen, nicht weiter zu berücksichtigen und andere, der jeweiligen Situation angepasste Grenzföhrungen zu wählen.

EFOR (1994) hat für Luxemburg eine naturräumliche Gliederung in Wuchsbezirke aufgrund von klimatischen, topographischen, geologischen, bodenkundlichen und landschaftsgebundenen Parametern erarbeitet. Diese Einteilung in 18 Wuchsbezirke ist jedoch zu detailliert für eine Großvogelart wie den Rotmilan. Zudem sind Angaben von Siedlungsdichten nur dann aussagekräftig, wenn die Untersuchungsfläche der Untersuchungsgebiete groß genug ist (Kostrzewa 1985). Demnach wurden für einen Vorschlag von artbezogenen Landschaftsräumen (im folgenden als „Räume“ bezeichnet) die Vorkommen der drei Erfassungen mit ArcView (GIS-Software) kartografisch übereinandergelegt. Für die Erstellung der Flächen der für den Rotmilan definierten Räume wurden verschiedene Wuchsbezirke mit ähnlichen Bedingungen fusioniert, gegebenenfalls aber auch kleinere, an das Rotmilan-Vorkommen angepasste Grenzen vorgeschlagen. Dabei wurden 11 Räume für den Rotmilan in Luxemburg definiert (Karte 2). Die Reviere wurden den verschiedenen Räumen zugeordnet und es wurden Dichten in Revieren pro 100 Km² pro Erfassung und pro Raum errechnet.

Wenn eine im Gegensatz zu den umgebenden Regionen räumliche Konzentration von Brutplätzen und Nahrungsflächen des Rotmilans vorliegt, handelt es sich um ein Dichtezentrum und somit auch um ein für diese Art potenzielles Schutzgebiet. Demnach gilt es innerhalb der dichter besiedelten Räume die Dichtezentren zu identifizieren. Um die Abgrenzung der am meisten geeigneten Areale für den Rotmilan kartografisch zu illustrieren, steht eine Reihe von Software zur Verfügung, welche sich für die Verbreitungsmodellierung von Arten eignet. Hier angewandt wurde Maxent, eine frei verfügbare Software, die zur Vorhersage der potenziellen Verbreitung (Habitatmodellierung) von Tier- oder Pflanzenarten auf der Grundlage punkthafter Verbreitungsangaben und bestimmter Umweltfaktoren dient. Die Kenntnis über die Verbreitung des Rotmilans und das Verständnis über dessen Ansprüche an seinen Lebensraum sind wichtig, wenn geeignete Schutzgebiete geschaffen werden sollen (Biver et. al 2010).

Als Eingangsgrößen wurden für Maxent georeferenzierte Daten benötigt: einerseits Verbreitungsangaben vom Rotmilan als Punktinformation (X- und Y-Koordinate, hier in Gauss-Krueger), andererseits geeignete Umweltvariablen (z. B. Bodennutzung, Geologie, Klimafaktoren wie Niederschlag und Temperatur, Informationen zur Höhenlage usw.). Die Modellbildung durch Maxent erfolgte auf Basis der Maximum-Entropie-Methode (Steven et al. 2006). Die Software lieferte als Resultat eine Karte auf Rasterquadratbasis (1 km²), die pro Rasterquadrat die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens des Rotmilans für ganz Luxemburg darstellte, und zusätzlich ergänzende statistische Interpretationshilfen gab. Die Datenvorbereitung und Visualisierung des Resultats erfolgte mit ArcView.



Karte 1: Verteilung der Reviere des Rotmilans 2009 in Luxemburg.

Resultate

Erfassung 2009

Insgesamt ergab die Erfassung der territorialen Saison-Population des Rotmilans 66 Reviere. Somit beträgt für Luxemburg die Rotmilan-Dichte 2,6 Reviere/100 km² (R/100 km²). Die Karte 1 veranschaulicht die Verteilung der Reviere des Rotmilans in Luxemburg im Jahr 2009. Die Verteilung der Reviere ist nicht homogen. Wie bei den beiden vorigen Erfassungen stechen besonders das Öslinger Hochplateau und der Osten als Rotmilan-Dichtezentren hervor. Aber auch die Region des Attertals und der Südwesten sind gut besiedelt.

Die Tabelle 2 stellt die Aufteilung der erfassten Reviere nach den oben genannten Kriterien dar. Dabei wird deutlich, dass in den meisten Fällen (95%) der Reviere das Paar durch revieranzeigendes Verhalten oder durch eine Brut oder einen Brutversuch nachgewiesen wurde.

Tabelle 2: Ergebnis der Rotmilan-Bestandskartierung 2009

	N	%
Brutpaare	31	47 %
Revierpaare	32	48 %
Revier-Einzelvögel	3	5 %
Total	66	100 %

Reviere mit Brutnachweis (Horstfund)

In 31 Revieren (47%) konnten zur Brutzeit ein besetzter Horst, bzw. zur Aufzuchtzeit Jungvögel beobachtet werden. Insgesamt schien jedoch 2009 ein relativ schlechtes Brutjahr für den Rotmilan (wie auch für andere Greifvögel) gewesen zu sein. Mehrere Mitarbeiter berichteten von Brutaufgaben in Horsten, die im Mai noch besetzt waren, auch in bekannten Brutrevieren. Doch wurde der Bruterfolg nicht in allen Revieren kontrolliert, da dies nicht das Hauptanliegen der Erfassung war. Er kann damit für 2009 nicht quantifiziert werden.

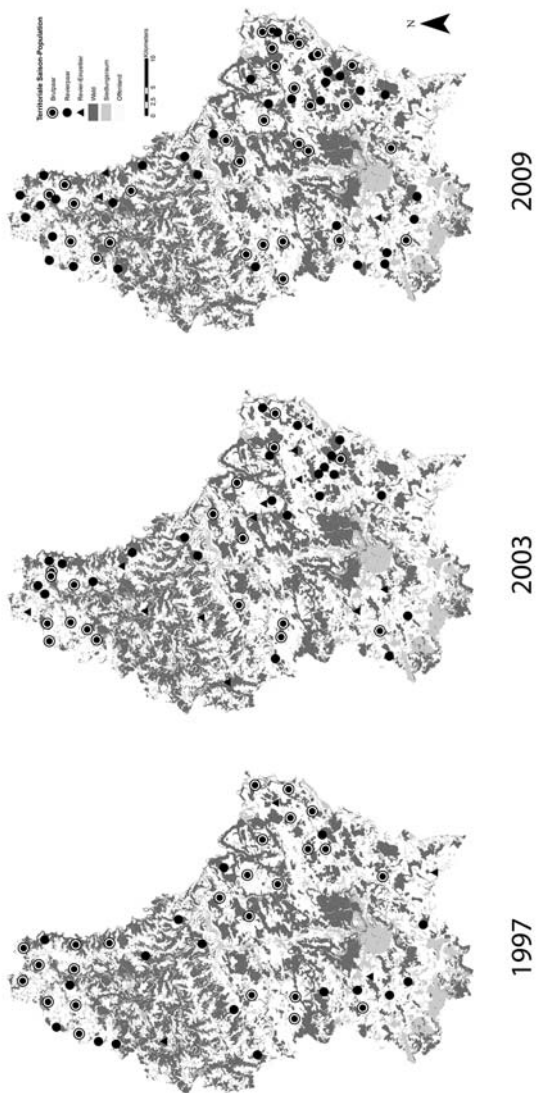
Die Revierzentren bzw. Horste der Rotmilane in Luxemburg waren meist in einer Distanz von 1000 m oder mehr zum nächsten Nachbarn (Conzemius 1998, Kiefer 1998, Lorgé 2006). Zwischen Rippweiler und Schwebach wurden 2009 jedoch zwei besetzte Rotmilanhorste in einer Entfernung von rund 300 m zueinander nachgewiesen. In einem davon wurde die Brut aufgegeben, das andere Paar brütete erfolgreich (Paler mündl.).

Reviere mit Revierpaar

In weiteren 32 Revieren (48%) wurde ein territoriales Rotmilan-Paar nachgewiesen. Da die Horstsuche und der Brutnachweis von der Methodik her nicht verlangt waren, konnte bei den Revierpaaren eine Brut nicht ausgeschlossen werden, so dass nicht alle Paare territoriale Nichtbrüter waren. Zudem hatte der relativ frühe Blattaustrieb in 2009 die Horstsuche deutlich erschwert, wodurch die relativ hohe Anzahl von Revierpaaren gegenüber den Brutpaaren z.T. erklärt werden könnte. In mehreren dieser Reviere bestand in den Vorjahren ein Brutverdacht oder es wurde ein Brutnachweis erbracht.

Revier-Einzeltiere

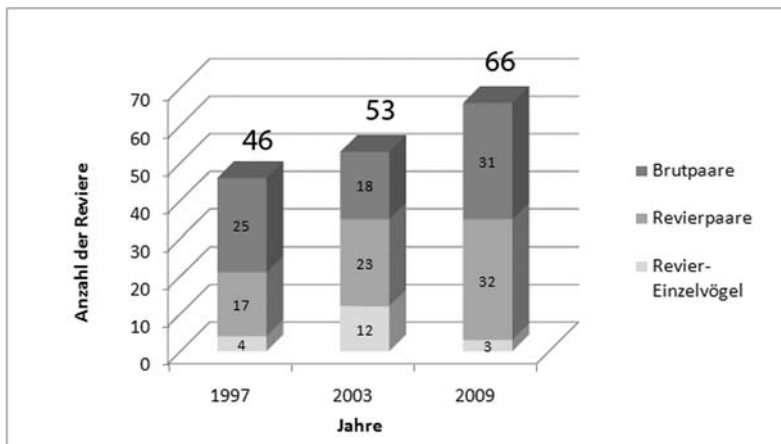
In drei Fällen fanden Beobachtungen von revieranzeigenden Einzeltieren statt. Es könnte sich bei diesen drei Vögeln auch um den Partner eines Revierpaares oder sogar eines Brutpaares gehandelt haben. In allen drei Fällen handelte es sich um in den Vorjahren besetzte Brutreviere. Weitere Feststellungen von Einzelvögeln entsprachen nicht den Mindestkriterien und wurden demnach für die Auswertung nicht zurückbehalten. Dies war etwa der Fall bei einem bei Canach während der Brutzeit ansässigen immaturren Individuum (2. Kalenderjahr) oder bei mehreren Beobachtungen von einem adulten Einzeltier bei Frisange, die einem in Lothringen ansässigen Revierpaar zugerechnet wurden.



Grafik 1: Entwicklung der Verbreitung des Rotmilans zwischen 1997, 2003 und 2009

Vergleiche zwischen den Erfassungen von 1997, 2003 und 2009

Die Verteilung des Rotmilans auf Luxemburg hat sich zwischen den drei Erfassungen nicht grundlegend verändert. Im Gegenteil, die Verbreitung der Rotmilan-Reviere kann als mehr oder weniger konstant betrachtet werden. Hauptverbreitungsgebiete waren und bleiben das Öslinger Hochplateau, der Osten, der Südwesten und das Attertetal. Besiedelt sind die offenen, landwirtschaftlich genutzten Regionen Luxemburgs, die mit kleineren Waldflächen durchsetzt sind. Im Gegensatz hierzu werden walddreiche Regionen, z.B. Grünewald, Mittleres Ösling, Mamer-Eisch-Tal, und dazu die Ballungszentren der menschlichen Siedlungen, wie Luxemburg-Stadt und Umgebung, die Minette-Region, das untere Alzettetal und die Nordstadt gemieden (Grafik 1). Die Grafik 2 illustriert den Anstieg des Rotmilan-Bestands zwischen den Erfassungen von 1997, 2003 und 2009: 1997 gab es 46 Reviere, 2003 schon 53 Reviere (+15% im Vergleich zu 1997) und 2009 sogar 66 Reviere (+25% im Vergleich zu 2003). Dies entspricht einem Anstieg zwischen 1997 und 2009 von 20 Revieren oder 43%.



Grafik 2: Entwicklung des Revierbestands des Rotmilans zwischen 1997, 2003¹ und 2009

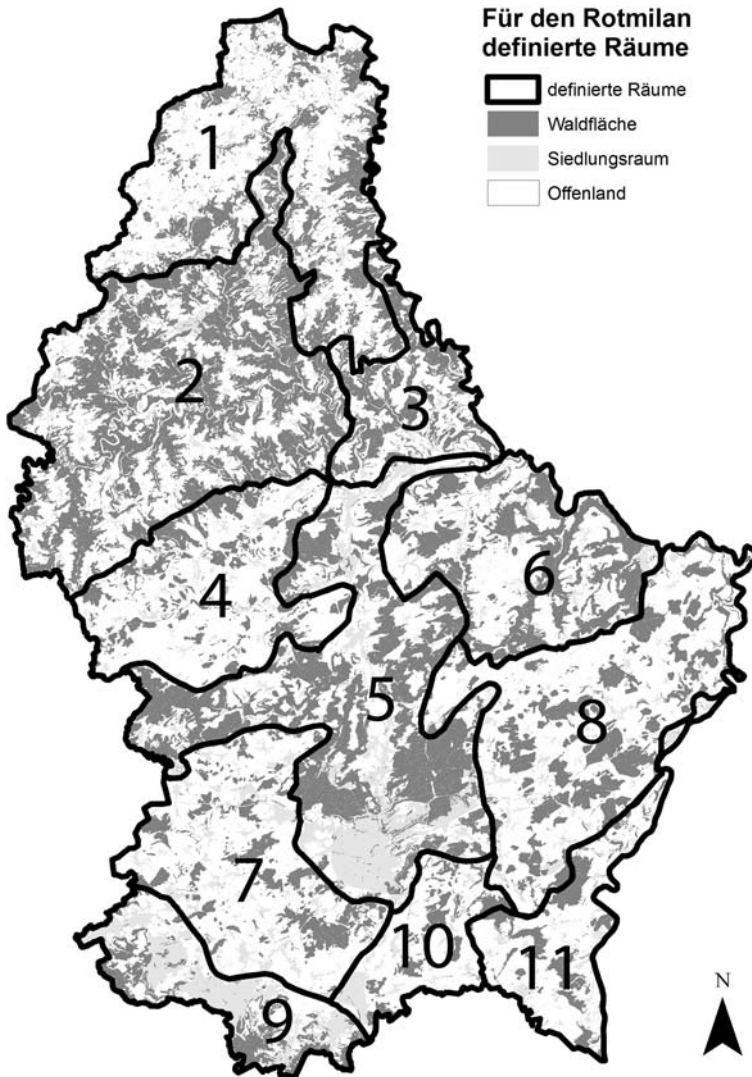
Für Luxemburg stieg die Rotmilan-Revierdichte von 1,8 in 1997 auf 2,0 in 2003, dann bis auf 2,6 R/100 km² in 2009 an. Zugenommen hat der Rotmilan-Bestand allerdings hauptsächlich in den ohnehin bereits dichter besiedelten Gebieten, besonders im Osten und in der Region des Öslinger Hochplateaus.

Entwicklung der Siedlungsdichten und Identifizierung der Dichtezentren

Bei der Auswertung zur Brutverbreitung des Rotmilans in den 1970ern, definierte Peltzer (1977, 1978, 1981) das Hauptverbreitungsareal für den Rotmilan in Luxemburg. Conzemius (1998) und Lorgé (2006) wiesen auf die unterschiedlichen Revierdichten des Rotmilans zwischen verschiedenen Regionen Luxemburgs hin. Die Verbreitung des Rotmilans ist keineswegs homogen, wie in Karte 1 und Grafik 1 veranschaulicht, sondern es bestehen Dichtezentren.

Die Karte 1 zeigt, dass die höchsten Dichten in 2009 in den Räumen „Öslinger Hochplateau“ und „Osten - Moselhinterland“ erreicht wurden. Weiter wiesen noch der „Südwesten – Mittlerer Lias“, das „Attertetal“ und das „Sandstein-Plateau – Weiße und Schwarze Ernz“ für Luxemburg überdurchschnittliche Dichten auf.

1. Erratum: im Text zur Erfassung der „Territorialen Saison-Population“ von 2003 in Lorgé (2007) haben sich bei den Resultatsangaben einige Fehler eingeschlichen. Die korrekten Resultate in den gleichzeitig veröffentlichten Karten wurden für diesen Artikel hier benutzt.

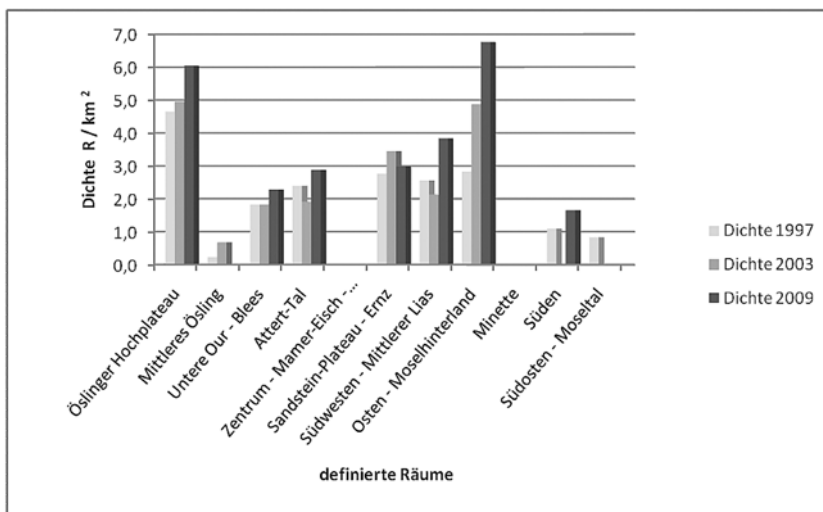


Karte 2: Die für den Rotmilan definierten Räume Luxemburgs.

1 Öslinger Hochplateau, 2 Mittleres Ösling, 3 Untere Our - Blee, 4 Attertall, 5 Zentrum - Mamer - Eisch - Grünwald, 6 Sandstein-Plateau - Ern, 7 Südwesten - Mittlerer Lias, 8 Osten - Moselhinterland, 9 Minette, 10 Süden, 11 Südosten - Moseltal.

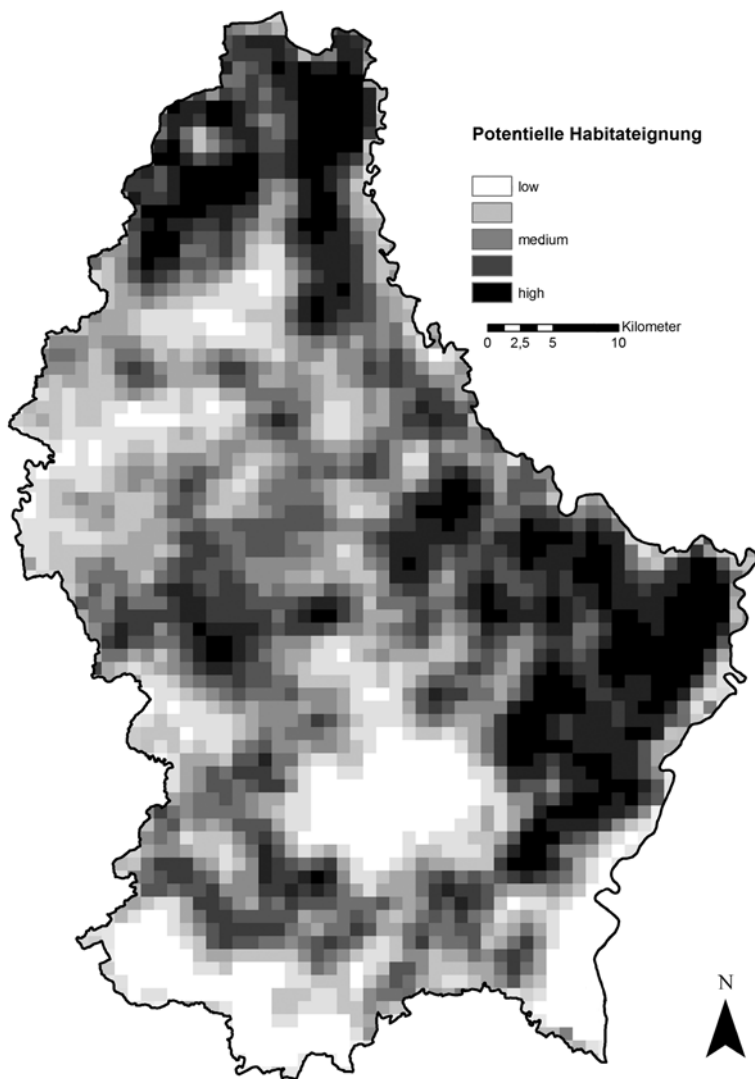
1997 und 2003 stellte das „Öslinger Hochplateau“ die höchsten Dichten mit 4,6 bzw. 5,0 R/100 km², um 2009 dann 6,0 R/100 km² zu erreichen. Den steilsten Anstieg wies der Raum „Osten – Moselhinterland“ auf: gab es hier 1997 für Luxemburg schon überdurchschnittliche 2,8 R/100 km², so waren es 2003 4,9 R/100 km² und 2009 sogar 6,8 R/100 km². Dies war die höchste Dichte des Rotmilans die je in einem Raum in Luxemburg festgestellt wurde. Innerhalb dieses Raums bestanden sogar lokal höhere Dichten, z.B. von 7 R/100 km² wie bei Kiefer (2010) beschrieben. Die höchste Dichte 2009 ergab sich um die Müllhalde von Flaxweiler: in einem Radius von 5,6 km um die Müllhalde, was einer Fläche von 100 km² entspricht, befanden sich 9 R/100 km².

Die Dichteentwicklung des Rotmilans in allen Räumen wird in der Grafik 3 illustriert. Hier wird deutlich, dass nicht alle Räume einen gleichen Anstieg der Bestandsdichte über die letzten Erfassungen kannten, und dass es vereinzelt sogar zu Rückgängen kam. Ähnlich unterschiedliche Entwicklungen hob schon Lorgé (2006) hervor.



Grafik 3: Dichteentwicklung in den für den Rotmilan definierten Räumen.

Die Habitatanalyse ergab, dass fast alle vom Rotmilan dichter besiedelten Räume Luxemburgs einen Grünland-Anteil von über 40% am Raum hatten und sogar einen gesamten landwirtschaftlichen Anteil von über 60% aufwiesen. Angesichts dieser Zahlen ist es unerklärlich, warum der Südosten mit 60% landwirtschaftlicher Fläche nicht vom Rotmilan besiedelt ist. Besonders die Region Filsdorf-Burmerange-Trintingertal sollte Rotmilanen genügend Nahrungsgrundlagen bieten können.



Grafik 4: Darstellung der Rotmilan-Kernräume in Luxemburg erstellt mit Maxent

**Tabelle 3: Entwicklung der Revierdichte und Flächenanteil der Bodennutzung innerhalb der definierten Räume
(Flächenangaben abgeleitet aus: Ministère de l'Environnement 1999).**

Für den Rotmilan definierter Raum	Fläche in km ²	Dichte in R/100 km ²			Flächenanteil			
		1997	2003	2009	Wald	Grünland + Acker	Grünland	Sonstiges
Öslinger Hochplateau	322	4,6	5,0	6,0	30%	63%	41%	7%
Mittleres Ösling	443	0,2	0,7	0,0	51%	40%	24%	9%
Untere Our – Blees	109	1,8	1,8	2,3	44%	45%	28%	11%
Attertall	208	2,4	1,9	2,9	24%	69%	46%	7%
Zentrum - Mamer - Eisch – Grünewald	407	0,0	0,0	0,0	46%	34%	20%	20%
Sandstein-Plateau – Ernztal	217	2,8	3,4	3,0	40%	52%	33%	8%
Südwesten - Mittlerer Lias	234	2,6	2,1	3,8	20%	67%	43%	13%
Osten - Moselhinterland	317	2,8	4,9	6,8	28%	62%	40%	10%
Minette	118	0,0	0,0	0,0	27%	28%	20%	45%
Süden	91	1,1	0,0	1,6	20%	64%	40%	17%
Südosten - Moseltal	120	0,8	0,0	0,0	22%	60%	25%	18%

Obwohl Rotmilane eigentlich fast landesweit beobachtet werden können, sind dennoch nur sechs der 11 Räume mit einer gewissen Regelmäßigkeit vom Rotmilan besiedelt. Die Fläche dieser sechs Räume ergibt addiert 1498 km² und stellt 58% der Landesfläche dar. Die Räume „Osten - Moselhinterland“ und „Öslinger Hochplateau“ stellen nur 25% der Landesfläche, beinhalten aber rund 77% der Rotmilan-Revire Luxemburgs.

Die Grafik 4 veranschaulicht die Habitateignung jedes Rasterquadrates von 1 x 1 km in Luxemburg für den Rotmilan. Deutlich werden Dichtezentren in den fünf wichtigsten Räumen angezeigt, und die Dichtezentren im „Osten – Moselhinterland“ und im „Öslinger Hochplateau“ sind besonders hervorzuheben.

Diskussion

Bemerkungen zum Bestandsanstieg zwischen 1997 und 2009

Der Vergleich der Erhebungen von 1997, 2003 und 2009 erlaubt es, die Bestandsentwicklung und Verbreitung des Rotmilans in den vergangenen 12 Jahren in Luxemburg zu beurteilen. Die Bestandsentwicklung in den Jahrzehnten davor kann unter Peltzer (1981) und Conzemius (1998) nachgelesen werden. Der Anstieg zwischen den Erfassungen von 1997 und 2009 beläuft sich auf 20 Revire oder auf 43%.

Der gute Kenntnisstand aus den Erfassungen von 1997 und 2003 hatte sicherlich einen positiven Einfluss auf die Anzahl der 2009 erfassten Revire. Aber auch die vorigen Erfassungen wurden mit ähnlichem Aufwand und genauso gewissenhaft wie die Erhebung von 2009 durchgeführt. Zudem bestätigten die in der LuxOr-Datenbank eingegangenen Meldungen der Beobachter eine zahlenmäßige Zunahme des Rotmilans in den letzten Jahren, und bei einer Langzeitstudie zwischen 1991 und 2008 in einem Teilgebiet in Ost-Luxemburg ermittelte Kiefer (2010) ebenfalls einen Anstieg für dieselbe Periode.

Außerdem werden ähnliche Bestandsanstiege des Rotmilans in den Nachbar-Regionen Wallonien (Paquet mündl.) und Saarland festgestellt. Die Bestandsangabe für Wallonien beruht auf der Atlasarbeit 2003-2008 und beträgt 150-200 Brutpaare (Jacob et al. in press). Im Vergleich zu den angrenzenden Ostkantonen Walloniens, beschrieben bei Defourny et al. (2007), erreicht der Bestand des Öslinger Hochplateaus ähnlich hohe Dichten und gehört grenzüberschreitend zu einem Dichtezentrum der Art. Im Saarland ergab die Erfassung der „Territorialen Saison-Population 2009-2010“ als Zwischenresultat rund 60 Reviere, und der Trend der letzten Jahre war leicht positiv (Süßmilch mündl.), verglichen mit den Angaben aus dem Atlas (Bos et al. 2005). Für Rheinland-Pfalz liegt keine rezente landesweite Erfassung vor. Der Bestand wird auf 600 Paare Brutpaare geschätzt (Dietzen mündl.). Für Lothringen ist die Datengrundlage lückenhaft: basierend auf regionalen Erfassungen (Thiollay et al. 2004) wurde der Bestand anfangs der Jahre 2000 grob auf rund 100 Brutpaare geschätzt. Es wird angenommen, dass der Bestand in den letzten Jahren weiterhin rückläufig war (Malenfant mündl.), ähnlich wie im gesamten Nordosten Frankreichs (LPO 2010). Für Rückgänge in Frankreich und auch in Lothringen werden oft Vergiftungen durch Rodentizide (insbesondere durch Bromadiolon) sowie illegale Verfolgung angegeben. Demnach finden wir auch in der Großregion um Luxemburg die gegenläufigen Trends, die seit einiger Zeit auch in Europa festgestellt wurden (Aebischer 2009, BirdLife 2004). Beim Versuch den Bestandszuwachs in Luxemburg zu erklären, erscheint es als ob der Rotmilan paradoxerweise zurzeit von der Intensivierung der Landwirtschaft profitieren könnte. Tatsächlich werden in den letzten Jahren Rotmilane in Luxemburg systematisch Nahrung suchend über frisch bearbeiteten Äckern, z.B. bei Arbeiten für Maisanpflanzungen anfangs der Brutsaison (April) beobachtet (eigene Beobachtungen). Doch bieten Maisacker, sowie andere Anpflanzungen wie Wintergetreide und Raps über die Monate Mai-Juni-Juli keine Nahrung, denn diese sind während der Aufzuchtzeit für die nahrungssuchenden Rotmilane wie versiegelt. Dies wird von verschiedenen Habitatnutzungs-Untersuchungen bestätigt (Gelpke et al. 2009, Stubbe et al. 2009).

Besonders häufig jedoch werden Rotmilane nahrungssuchend während und in den Folgetagen nach dem Mähen über Silageflächen (Mai-Juni-Juli) beobachtet (eigene Beobachtungen). Diese neue Quelle der Nahrungsgewinnung bietet Wirbellose, tote Nager oder verunglückte Bodenbrüter in großem Umfang und macht diese über die gesamte Brutsaison verfügbar. Obwohl einerseits das Grünland durch Silagenutzung und phytosanitäre Maßnahmen artenärmer wird (Biver 2008), sind andererseits größere Grünlandflächen zur Aufzuchtzeit ab Mai regelmäßig offen, und demnach ist hier Nahrung für Rotmilane besser erreichbar als z.B. bei Mähwiesen mit Spätmahd-Programmen. So berichten Voskamp und van Rijn (2009) von einem regionalen Rückgang des Rotmilan-Bestands nach größeren Extensivierungsprogrammen und Stilllegung oder Spätmahd von feuchten Flächen in der Umgebung von St. Vith, dem Dichtezentrum des Rotmilans im Osten Belgiens, vermutlich bedingt durch eine geringere Nahrungsverfügbarkeit. Pfeiffer (mündl.) erklärt, dass in Ostdeutschland der Rotmilan früher von einer Grünlandnutzung profitierte, bei der regelmäßig kleinere Grasflächen für den direkten Verbrauch gemäht wurden. Seitdem Rapsfelder und Winterweizen die Grünlandnutzung ersetzen, liegt hier ein Rückgang vor (Stubbe et al. 2009). Diese Mitteilungen stützen die Annahme, dass Silageflächen in relativ kleinstrukturierten Offenlandbereichen, hauptsächlich Grünland durchsetzt mit Ackerflächen, einen positiven Einfluss auf die Nahrungsbedingungen des Rotmilans haben, so dass ständig Nahrungsquellen von der Brut- bis zur Aufzuchtperiode vorhanden sind. Diese Aussage wird ebenfalls von Habitatnutzungs-Untersuchungen belegt (Nachtigall 2010). Grünland und besonders Viehweiden scheinen aber weiterhin dem Rotmilan wichtig zu sein, wie bereits bei Conzemius (1998) beschrieben, denn fast reine Ackerregionen sind kaum besiedelt.

Als Nahrungsopportunist und Aasfresser nutzt der Rotmilan die offenen Müllhalden bei Flaxweiler und Diekirch sowie die Kompostanlage bei Mamer: organische Abfälle und gesteigertes Nagetier-Angebot bieten zusätzliche Nahrungsquellen. Dabei wurden bereits Tiere beobachtet die mehr als 8 km (z.B. zwischen der Müllhalde bei Flaxweiler und dem Horst bei Brouch) zurücklegten, um Nahrung zum Horst zu tragen. Wie wichtig Müllhalden für die Bestandsentwicklung vom Rotmilan teilweise sein können, verdeutlichen Beispiele von Schließungen von Mülldeponien in Niedersachsen (Gelpke et al. 2009, Klein et al. 2009).

Rotmilane werden in den letzten Jahren immer häufiger in ländlichen Regionen am Dorfrand, um Bauernhöfe und gar über Gärten Nahrung suchend beobachtet. Dies bedeutet eine Neuerschlie-

Bung von Lebensräumen und somit eine Steigerung des Nahrungsangebotes, möglicherweise jedoch nur durch zeitweilige Nahrungsknappheit im Offenland hervorgerufen. Voskamp und van Rijn (2009) bestätigen diese Entwicklung: im Osten Belgiens gehören bebaute Flächen und vor allem Bauerngehöfte, neben dem für den Rotmilan wichtigen Grünland, zu den typischen Nahrungshabitaten.

Weiter scheint die illegale Verfolgung landesweit abgenommen zu haben, denn Fälle oder Verdacht von Abschuss oder Vergiftung sind sehr selten, wenn auch immer noch akut. Doch trägt der Rückgang der Verfolgung ohne Zweifel auch zum Bestandsanwuchs bei.

Ohne zusätzliche Untersuchungen zur Habitatnutzung während der Brutzeit, zu populationsökologischen Parametern wie Bruterfolg (Defourny et al. 2007, Kiefer 1998), Überlebensrate und Ansiedlungsentfernung bzw. Ursprungsgebiet der Brutvögel können weitere Ursachen für die Populationsentwicklung in Luxemburg nicht klar identifiziert werden. Es bleibt somit auch ungewiss ob und in wiefern es bei der luxemburgischen Population eine Zuwanderung von Rotmilanen aus anderen Regionen gab, in denen entweder ein Populationsüberschuss entstand oder sich das Habitat verschlechterte.

In diesem Sinne sollten auch die Interaktionen zwischen Schwarz- und Rotmilan, zwei Arten mit zurzeit in Luxemburg positiver Tendenz und ähnlichen Habitatansprüchen, sowie deren Bestandentwicklung weiterhin detailliert untersucht werden.

Forderungen zum Schutz des Rotmilans

Die für Luxemburg errechneten Maximal-Dichten im „Osten – Moselhinterland“ und „Öslinger Hochplateau“ sind noch weit von der von Nicolai und Mammen (2009) angegebenen Bestandsdichte von 22 R/100 km² für das Nordharzvorland entfernt. Diese stellt aber zugleich die höchste in Europa bekannte Dichte und somit das Dichtezentrum des Weltbestands des Rotmilans dar. Die Werte der luxemburgischen Dichtezentren entsprechen eher denen von Voskamp und van Rijn (mündl.) errechneten Bestandsdichten in den Ostkantonen Walloniens von rund 9 R/100 km² (lokal über 12 R/100 km²) und liegen somit über dem deutschen durchschnittlichen Dichtewert.

Angesichts der Verantwortung Europas für den Erhalt der Rotmilanbestände ist die Identifizierung von Dichtezentren auch in Luxemburg wichtig. Die Bestandszunahmen in den letzten Jahrzehnten in einigen Ländern und Regionen sollen nicht darüber hinwegtäuschen, dass in verschiedenen anderen europäischen Ländern zum Teil Besorgnis erregende Rückgänge verzeichnet wurden (BirdLife 2004, Cardiel 2006, LPO 2010, Mionnet 2009). Kein Land kann sich dem europäischen Artenschutzprogramm „Rotmilan“ (Newberry et al. 2009) verweigern, das auch in Luxemburg umgesetzt werden muss, auch wenn die Art hier vorläufig noch nicht bedroht scheint. Sechs Räume sind hier regelmäßig vom Rotmilan besiedelt: ihre Fläche zusammen addiert, stellt 1498 km² bzw. 58% der Landesfläche dar. Gezielte Maßnahmen in diesen für den Rotmilan wichtigen Gebieten Luxemburgs sind gefragt. Eine komplette Ausweisung eines so großen Anteils der Landesfläche als Vogelschutzgebiet für den Rotmilan dürfte jedoch kaum umsetzbar sein. Die zwei wichtigsten Rotmilan-Kernräume Luxemburgs, die Räume „Osten - Moselhinterland“ und „Öslinger Hochplateau“ beinhalten rund 77% unserer Rotmilan-Reviere, bedecken hingegen kaum 25% der Landesfläche. Spezielle Schutzmaßnahmen und Ausweisungen von Vogelschutzgebieten sollen in den Dichtezentren dieser beiden Räume durchgeführt werden. Die Information über die Dichtezentren des Rotmilans in den Räumen „Osten – Moselhinterland“ und „Öslinger Hochplateau“ fließen in die Identifizierung der wichtigsten, ornithologischen Gebiete Luxemburgs (Biver et al. 2010) ein und helfen die Lücke von Gebietsausweisungen als Vogelschutzgebiete nach der Vogelschutzrichtlinie 79/409/CEE, wie bereits von Lorgé (2007) erwähnt, zu füllen.

Die hier besprochenen Untersuchungen in einem Rhythmus von sechs Jahren reichen allerdings nicht aus, um bei kurzfristig rückläufigen Entwicklungen zu warnen und schnell Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Aus diesem Grund sollten besonders die Rotmilan-Dichtezentren jährlich untersucht werden, wie bei Kiefer (2010) für den Osten Luxemburgs beschrieben. Zum nationalen Artenschutzprogramm Rotmilan müsste auch das nationale Monitoring der Bestandentwicklung des Rotmilans gehören.

Um bessere Auskünfte über brutzeitliche Habitat- und Raumnutzung zu erlangen, um gezielte Schutzmaßnahmen in den Rotmilan-Reviere in Luxemburg zu treffen und unser Wissen über

das Zugverhalten zu erweitern, um Naturschutzargumente für die über das ganze Jahre vom Rotmilan genutzten Habitats zu sammeln, sollte in Luxemburg ebenfalls ein für diesen Zweck geeignetes Telemetrie-Programm (Meyburg & Pfeiffer 2009) gestartet werden.

Danksagung

Das Projekt der Erfassung der „territorialen Saison-Population“ wurde vom Nationalen Naturkundemuseum (Direktor G. Bechet) unterstützt.

Die bei der Erfassung 2009 beteiligten, ehrenamtlichen Feldarbeiter waren (in alphabetischer Reihenfolge): G. Biver, B. Casagrande, E. Conrad, G. Conrady, T. Conzemius, M. Cordella, M. Delleré, P. Felten, R. Gloden, J.-M. Haas, C. Heidt, M. Jans, P. Jungers, P. Kahr, J. Kiefer, J. Krecké, A. Konter, P. Lorgé, C. Meester, E. Melchior, R. Mettenhoven, M. Molitor, M. Paler, N. Paler, R. Peltzer, R. Schauls, C. Schiltz, J.-P. Schmitz, J. Schmitz, R. Schmitz, F. Schoos, R. Streicher, C. Thelen, M. Ulmerich, J. Weiss

Dank geht ebenfalls an die Redaktion, insbesondere an A. Konter, P. Lorgé, J. Weiss, E. Melchior und R. Peltzer, für wertvolle Ratschläge.

Literatur

- Aebischer A. (2009): Der Rotmilan. Ein faszinierender Greifvogel. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK.
- Biver G., T. Conzemius, P. Lorgé & J. Weiss (2010): Identification des Zones d'Intérêt ornithologique. *Regulus* WB 25 : 86 - 110
- Biver G. (2008): Wiesenvogel-Kartierung 2007: Vorkommen von Schafstelze *Motacilla flava*, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Braunkehlchen *Saxicola rubetra* in drei ausgewählten Grünlandgebieten - Vergleichsstudie zu 1996. *Regulus* WB 23: 1-12.
- Bos J., M. Buchheit, M. Austgen & O. Elle (2005): Atlas der Brutvögel des Saarlandes. Ornithologischer Beobachterring Saar. Mandelbachtal.
- Cardiel I. E. (2006): El milano real en España. II Censo Nacional (2004). SEO/BirdLife, Madrid.
- Conzemius T. (1998): Revierkartierung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* 1997 in Luxemburg. *Regulus* WB 17: 1-26.
- Defourny H., Teerlynck, H. & D. Vangeluwe (2007): Le Milan royal *Milvus milvus* en Belgique: statut historique et étude des paramètres démographiques de nidification. *Alauda* 75/2: 159-170.
- EFOR (1994): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs - Wuchsgebiete und Wuchsbezirke Luxemburgs (Biogeoklimatische Karte). Ministère de l'Environnement et Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et du Développement Rural du Luxembourg.
- Gelpke C. & S. Stübing (2009): Brutbestand und Reproduktion des Rotmilans *Milvus milvus* auf einer Untersuchungsfläche von 900 km² in Nordhessen 2007 unter Berücksichtigung der Landnutzung in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Jacob J.-P., C. Dehem, A. Burnel, J.L. Dambiermont, M. Fasol, T. Kinet & D. van der Elst (in press): Oiseaux Nicheurs de Wallonie 2001-2007. Série Faune Flore Habitats. Namur. Aves et la Région Wallonne.
- Klein A., M. Fischer & K. Sandkühler (2009): Verbreitung, Bestandsentwicklung und Gefährdungssituation des Rotmilans *Milvus milvus* in Niedersachsen in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Kiefer J. (1998): Brutbiologische Notizen zum Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Ost-Luxemburg. *Regulus* Wissenschaftliche Berichte 17: 32-37.
- Kiefer J. (2010): Populationsentwicklung von Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*) in Ost-Luxemburg 1991-2008. *Regulus* WB 25 :1-13

- Kostrzewa A. (1985): Zur Biologie des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen. *Ökol. Vögel* 7: 113-134.
- Lorgé P. (2007): Die Bestände von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Luxemburg zwischen 1997 und 2003. *Regulus* WB 22: 30-35.
- LPO (2010): Milan royal. Suivi de la population.
<http://milan-royal.lpo.fr/espece/espece.html>
- Meyburg B.-U. & T. Pfeiffer (2009): GPS-Satelliten-Telemetrie als neue Methode in der Forschung am Rotmilan *Milvus milvus* in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Ministère de l'Environnement (1999): Occupation biophysique du sol 1999.
- Mionnet A. (2009): The Red Kite *Milvus milvus* in France: distribution, population development, threats in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Nachtigall W., Stubbe M. & Herrmann S. (2010): Aktionsraum und Habitatnutzung des Rotmilans (*Milvus milvus*) während der Brutzeit – eine telemetrische Studie im Nordharzvorland. *Vogel und Umwelt* 18: 25-61.
- Newberry P, J. Knott & B. Barov (2009): Species Action Plan for the Red Kite *Milvus milvus* in the European Union. BirdLife International.
- Nicolai B. & U. Mammen (2009): Dichtezentrum des Rotmilan *Milvus milvus* im Nordharzvorland – Bestandsentwicklung, Ursachen und Aussichten in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Norgall A. (1995): Revierkartierung als Zielorientierte Methodik zur Erfassung der "Territorialen Saison-Population" beim Rotmilan (*Milvus milvus*). *Vogel und Umwelt*, Bd. 8: 147-164.
- Peltzer R. (1977): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 1. *Regulus* 12: 222-233.
- Peltzer R. (1978): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 2. *Regulus* 12: 332-337.
- Peltzer R. (1981): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 3. *Regulus* 14: 72-77.
- Stubbe M., M. Weber, L. Kratzsch, A. Stubbe, H. Zörner, W. Nachtigall, A. Resetaritz & N. Hagge (2009): Habitat use of Red Kite *Milvus milvus* in the north-eastern Harzvorland (Saxony-Anhalt, Germany) in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Thiollay J.-M. & V. Bretagnolle (2004): Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation. Delachaux & Niestlé, Paris.
- Voskamp P. & S. van Rijn (2009): Feeding ecology and population development of Red Kites *Milvus milvus* in Belgium in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.

Die „territoriale Saison-Population“ des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg

Erfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete - Bestandsentwicklung im Vergleich zum Rotmilan *Milvus milvus*

Gilles Biver, Tom Conzemius

Centrale ornithologique, 5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer, col@luxnatur.lu

Zusammenfassung

62 Reviere wurden bei der Erfassung der „territorialen Saison-Population“ des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg 2009 gefunden. Die landesweite Siedlungsdichte beträgt damit 2,4 Reviere/100 km². 95% der Reviere befinden sich im Gutland, hauptsächlich im Südwesten und im Osten, sowie im Attertall. Seit der ersten vergleichbaren Revierkartierung im Jahr 1997 ist der Schwarzmilan-Bestand um rund 130% (35 Reviere) angestiegen. Es kam in dieser Zeit zu einer Arealausweitung: das Öslinger Hochplateau wurde ebenfalls besiedelt, wenn auch mit sehr geringen Dichten. Im Gutland, dem Hauptverbreitungsgebiet des Schwarzmilans in Luxemburg, kam es nicht zu einer wirklichen Arealvergrößerung. Lediglich in den bereits dicht besiedelten Regionen stiegen die Bestände weiter an. Die Siedlungsdichte im Südwesten Luxemburgs ist dabei mit 10 Revieren/100 km² außergewöhnlich hoch, aber auch der Osten erreichte beachtliche Dichten von sogar bis zu 11 Revieren/100 km² in der Umgebung der offenen Müllhalde von Flaxweiler. Für Luxemburg sind die Dichtezentren des Schwarzmilans damit identifiziert: auch für den Schwarzmilan, aufgelistet im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie 79/409/CEE, sind in Zukunft Schutzgebiete auszuweisen.

Résumé: La « population territoriale en saison de reproduction » du Milan noir *Milvus migrans* au Luxembourg – Prospection de 2009 et comparaisons avec 1997 et 2003

62 territoires ont été enregistrés durant la prospection de « la population territoriale en saison de reproduction » du Milan noir *Milvus migrans* au Luxembourg en 2009, ce qui donne une densité de 2,4 territoires/100 km². 95% des territoires se trouvent dans le Gutland, principalement dans le sud-ouest et l'est, ainsi que dans la vallée de l'Attert. Depuis la première prospection nationale comparable en 1997, l'effectif du Milan noir a augmenté d'environ 130% (équivalents à 35 territoires). L'aire de distribution du Milan noir a également augmenté: le haut-plateau de l'Oesling a été occupé, quoiqu'en très faible densité. Dans le Gutland, l'aire de distribution principale du Milan noir au Luxembourg, la répartition n'a pas fondamentalement changé. Les effectifs ont augmenté surtout dans les régions déjà densément peuplées. La densité de population dans le sud-ouest du Luxembourg est exceptionnellement élevée avec 10 territoires/100 km². Mais dans l'est également, la densité atteint par endroits des valeurs considérables, par exemple 11 territoires/100km² autour de la décharge à ciel ouvert près de Flaxweiler. Pour le Luxembourg, les régions à densité maximale du Milan noir sont identifiées: le Milan noir, figurant sur l'annexe I de la directive «Oiseaux» 79/409/CEE, devrait de ce fait aussi bénéficier de zones de protection spéciale.

Abstract: The territorial population of the Black Kite *Milvus migrans* in Luxembourg during the breeding season – Census of 2009 and comparisons with 1997 and 2003

During the 2009 breeding season, 62 territories of the Black Kite *Milvus migrans* were found in Luxembourg. The population density was 2.4 territories/100 km². 95% of the territories were located in the Gutland, mainly in the south-west and in the east, as well as in the valley of the river Attert. Since the first comparable national census in 1997, the population of Black Kites has increased by about 130% (corresponding to 35 territories). The distribution range has expanded to include the high plateau of the Oesling where however the population density remains low. In the Gutland where most of the Black Kites occur, no fundamental range changes have been noticed. Rather in already previously densely populated areas, the numbers of territories have further increased. In the south-west of Luxembourg, an extraordinary high density of 10 territories/100 km² was reached. But also in the east, local densities could be high, reaching for instance 11 territories/100 km² in the area surrounding the open air dumping ground of Flaxweiler. The main centres of distribution of Black Kites in Luxembourg were identified. As the species is listed in annex 1 of the birds' directive 79/409/CEE, Special Protection Areas have to be designated in a near future.

Einleitung

Im Jahr 1997, bei der ersten landesweiten, systematischen Erfassung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* sollte der Schwarzmilan *Milvus migrans* als „Nebenprodukt“ miteffasst werden (Conzemius 1998). Die Bestände beider Milanarten lassen sich durchaus ohne größeren Zusatzaufwand zusammen erheben, da bei beiden dieselbe Untersuchungspraxis anzuwenden ist. Die Entscheidung lohnt sich, wie die Resultate zeigten: es ergaben sich in der Tat neue Kenntnisse über Bestandszahlen, Siedlungsdichten und Verbreitung des Schwarzmilans in Luxemburg.

Seitdem wurde im Sechs-Jahresrhythmus, anlehnend an die Meldepflicht der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie 92/43/CEE, der Bestand beider Milanarten erfasst. Die dritte Milan-Erfassung, im Jahre 2009, wurde wie die vorangegangenen ebenfalls von der feldornithologischen Arbeitsgruppe der *Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga* (LNLV) durchgeführt. Dasselbe Untersuchungsgebiet, die gleiche Methodik (Norgall 1995) und ein konstanter Zeitaufwand erlauben es, die Resultate der drei Aufnahmen 1997, 2003 und 2009 zu vergleichen. Zudem können die Bestandsentwicklungen beider Milanarten miteinander verglichen werden.

Der Schwarzmilan ist im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie 79/409/CEE aufgeführt und demnach sind Schutzgebiete auszuweisen und Schutzmaßnahmen zu treffen. Wie für den Rotmilan sind die Dichtezentren des Schwarzmilans in Luxemburg zu identifizieren. Nach BirdLife International (2004) hat der Schwarzmilan in Europa zudem einen ungünstigen Naturschutzstatus.

Methode

Details zur Methode der Feldarbeit und zur Auswertung der Erfassung der „territorialen Saison-Population“ (Norgall 1995) beider Milanarten sind bei Conzemius (1998) erläutert und in Biver und Conzemius (2010) sind einige zusätzliche Eckdaten angegeben. Hier soll lediglich auf einige Unterschiede bei der Erfassung vom Schwarzmilan, bedingt durch sein späteres Ankunftsdatum im Brutgebiet im Vergleich zum Rotmilan, hingewiesen werden.

Das Ziel bei der Revierkartierung der „territorialen Saison-Population“ ist nicht die Erfassung der Brutpaare, also der Paare, die effektiv zur Brut schreiten, sondern die Kartierung aller zur Balz- und Brutzeit besetzten Reviere. Als „territoriale Saison-Population“ gelten Brut- und Revierpaare sowie Revier-Einzelvögel.

Bei der Erfassung von 2009 handelte es sich wie bei den beiden vorigen Kartierungen um eine nationale Bestandsaufnahme, so dass das Untersuchungsgebiet ganz Luxemburg mit seiner Fläche von 2.586 km² umfasste.

Der Zeitraum der Untersuchung der Revierkartierung wurde vom 20. März bis zum 15. Juli festgelegt. Diese Periode wurde in mehrere Abschnitte eingeteilt:

- **a) Balzperiode** vom 20. März bis zum 30. April aufgeteilt in drei Abschnitte,
- **b) Brutperiode** vom 1. Mai bis zum 1. Juni - Bestätigung der Reviere als Brutpaare,
- **c) Aufzuchtperiode** vom 1. Juni bis zum 15. Juli – Bestätigung der Reviere als Brutpaare.

Auf die Balzperiode, die Phase der Paar- und Revierbildung, wurde jedoch das Hauptaugenmerk gelegt. Zudem sind ab Ende März beide Milanarten einfach bei ihren Balzflügen zu bestätigen.

Die Kenntnisse von Bestand und Verbreitung aus den vorigen Erfassungen von 1997 (Conzemius 1998) und von 2003 (Lorgé 2006), aber auch Informationen von Artkennern und Daten der ornithologischen Datenbank der LNVL, vereinfachten die Ausgangssituation.

Die Resultate der Erfassungen von 1997, 2003 und 2009 werden miteinander verglichen, um die Entwicklung von Bestand und Verbreitung der Schwarzmilan-Reviere in Luxemburg nachzuvollziehen.

Zur Analyse der Entwicklung der Revierdichte des Schwarzmilans innerhalb verschiedener Regionen Luxemburgs, wurden die bei Biver und Conzemius (2010) für den Rotmilan definierten Räume herangezogen, da beide Arten z.T. ähnliche Lebensraumanprüche in Luxemburg aufzeigen. Die Erstellung der Räume für die Milane wurden aus der naturräumlichen Gliederung Luxemburgs in Wuchsbezirke aufgrund von topografischen, klimatischen, geologischen, bodenkundlichen und landschaftsgebundenen Parametern gemäß EFOR (1994) abgeleitet. Die Reviere wurden diesen 11 Räumen zugeordnet, und die Siedlungsdichten in Revieren pro 100 km² pro Erfassung und pro Raum wurden errechnet. Die Bodennutzung der Räume als ausschlaggebendes Kriterium für unterschiedliche Besiedlungsdichten der Schwarzmilane wurde analysiert. Weiter wurde auch die Bestandsentwicklung in der Periode 1997-2009 von Rot- und Schwarzmilan miteinander verglichen, sowohl national, wie auch innerhalb der Räume.

Anhand einer spezialisierten Software namens Maxent wurden die Dichtezentren des Schwarzmilans innerhalb der Räume identifiziert und kartografisch dargestellt. Details zur Methodik sind in Biver & Conzemius (2010) nachzulesen.

Resultate

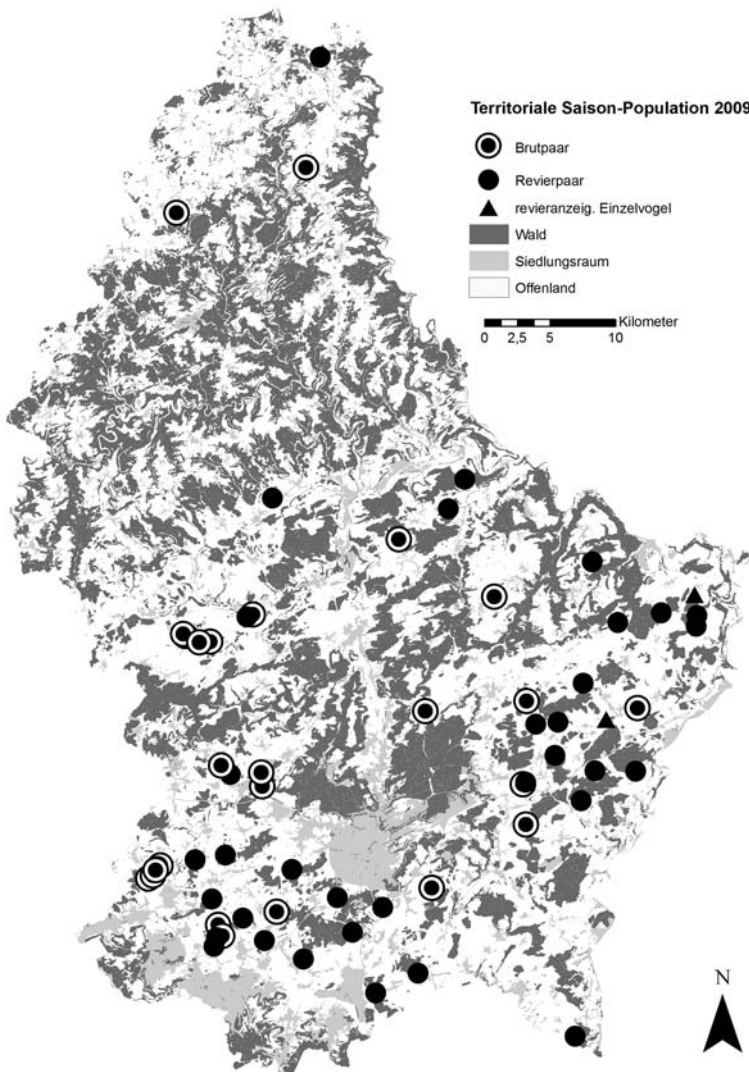
Erfassung 2009

Die Erfassung der „territorialen Saison-Population“ des Schwarzmilans in 2009 ergab insgesamt 62 Reviere. In Karte 1 wird die Verteilung der Schwarzmilan-Reviere in Luxemburg dargestellt. Die Siedlungsdichte des Schwarzmilans betrug insgesamt 2,4 Reviere/100 km² (R/100 km²). Besonders der Südwesten schien durchgehend vom Schwarzmilan besiedelt zu sein und lokal fielen einige Höchstdichten, etwa bei Clémency-Hautcharage oder Limpach-Mondercange, auf. Wie in den vorigen Erfassungen waren aber auch die Umgebung der offenen Müllhalde bei Flaxweiler und das Moselhinterland dicht besiedelt. Ein weiteres clusterartiges Vorkommen war im Attertall. 95% aller 2009 erfassten Schwarzmilan-Reviere befanden sich im Gutland. Die von Lorgé (2007) erwähnte Besiedlung des Öslings durch den Schwarzmilan wurde bestätigt, wenn auch in geringer Dichte mit lediglich drei Paaren.

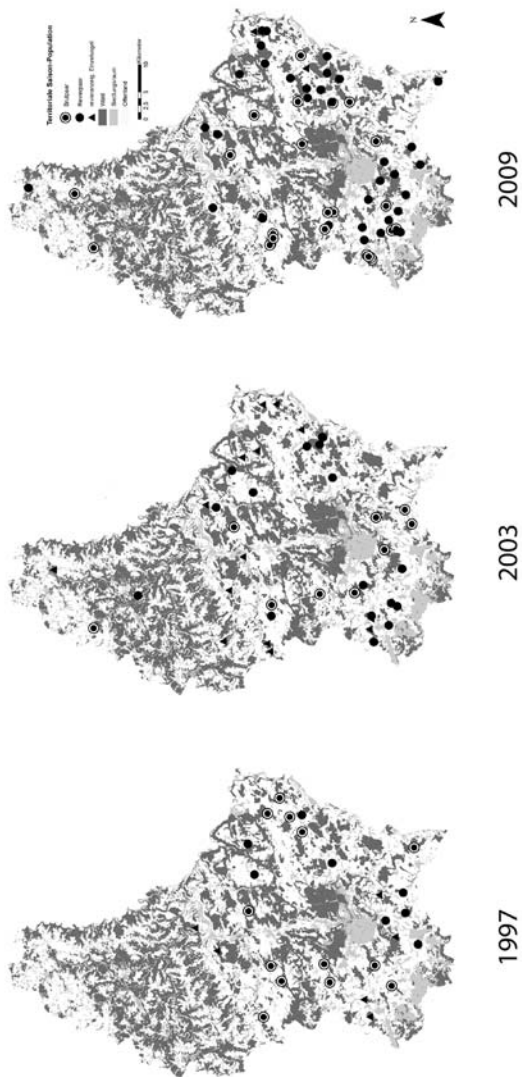
Tabelle 1 gibt die Aufschlüsselung der Reviere 2009 nach der vorgegebenen Methodik von Conzemius (1998) wieder. In 97% der Reviere wurde ein Paar mit Revierverhalten, Brutverdacht oder gar Brutnachweis nachgewiesen.

Tabelle 1: Ergebnis der Schwarzmilan-Bestandskartierung 2009

	N	%
Brutpaare	25	40 %
Revierpaare	35	57 %
Revier-Einzelvögel	2	3 %
Total	62	100 %



Karte 1: Verteilung der Reviere des Schwarzmilans in Luxemburg im Jahr 2009.



Grafik 1: Entwicklung der Verbreitung des Schwarzmilans zwischen 1997, 2003 und 2009

Reviere mit Brutnachweis (Horstfund)

In 25 Revieren (40% der Reviere) konnte eine Brut festgestellt werden (Horstbesetzung bis mindestens Mitte Mai oder Jungvögel).

In verschiedenen Gebieten fielen bemerkenswert geringe Horstabstände zwischen den Schwarzmilanpaaren auf. So betrug der Horstabstand zwischen zwei erfolgreichen Brutpaaren bei Noerdange im Attertall lediglich 230 m. Zwei besetzte Horste bei Munsbach befanden sich auf 280 m. Der Rekord von 2009 war jedoch bei Clémency: zwei anfangs der Brutzeit besetzte Horste hatten einen Abstand von nur 150 m. Erwähnenswert ist auch, dass sich in diesem Waldmassiv bei Clémency insgesamt fünf anfangs der Brutzeit besetzte Schwarzmilan-Horste befanden. Die Abstände zueinander von vier Horsten, die noch im Mai-Juni besetzt waren, lagen zwischen 150 und 450 m.

Revier mit Revierpaar

Bei weiteren 35 Paaren (57% der Reviere) konnte kein Brutversuch nachgewiesen werden. Die meisten Revierpaare wurden bei Balzflügen mit Bezug zu einem möglichen Horstbereich erfasst, und einige dieser Paare wurden beim Horstbau beobachtet. Ein besetzter Horst konnte dann später zur Brutzeit nicht mehr gefunden werden. Der frühe Blattaustrieb 2009 erschwerte allerdings bei späteren Kontrollen zur Brutzeit die Horstsuche aus der Distanz, dies umso mehr als von der gezielten Horstsuche im unmittelbaren Horstbereich abgeraten worden war. Viele dieser Paare schritten sehr wahrscheinlich zur Brut, die Brutfeststellung war jedoch nicht Ziel dieser Arbeit.

Revier-Einzeltiere

Lediglich zwei Einzeltiere erfüllten die strengen Kriterien (mindestens zweimalige Beobachtung im Abstand von mehr als einer Woche in einem aus den Vorjahren bekannten Revier), um als Revier-Einzeltiere gewertet zu werden. Besonders erschwert waren solche Feststellungen durch die Tatsache, dass mancherorts nicht-territoriale Schwarzmilane sich länger aufhielten.

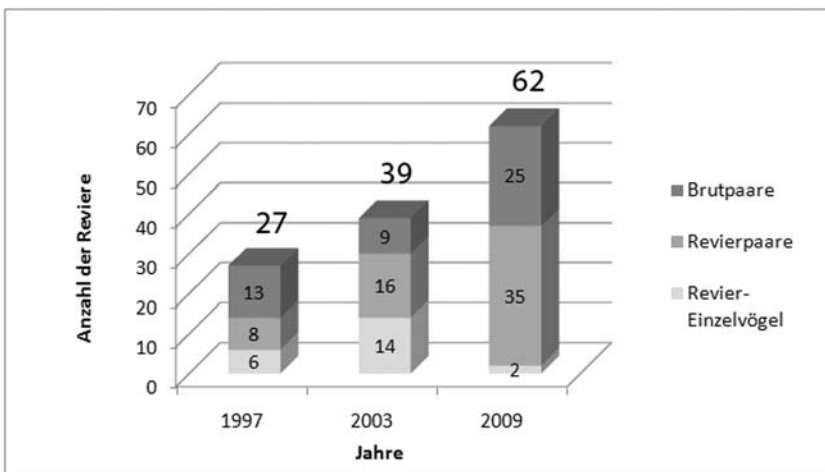
Vergleiche zwischen den Erfassungen von 1997, 2003 und 2009

Beim Vergleich der Verbreitung des Schwarzmilans zwischen den Erfassungen von 1997, 2003 und 2009 fällt die Besiedlung des Öslinger Hochplateaus auf. Conzemius (1998) bestätigte noch, dass für diesen Landesteil bis damals kein Brutverdacht bestand, auch wenn bereits Übersommerer beobachtet wurden. Lorgé (2007) wies dann für das Jahr 2003 die ersten beiden Reviere nach, und auch 2009 wurden 3 Reviere nachgewiesen.

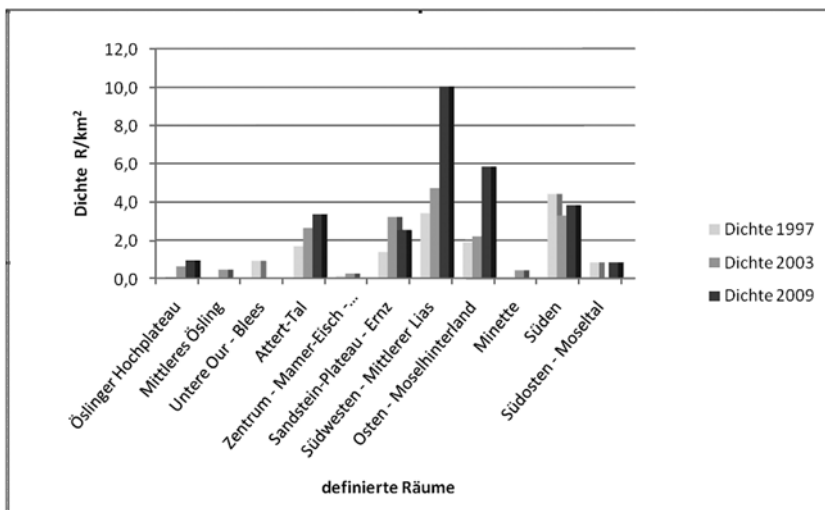
Hauptverbreitungsareal des Schwarzmilans bleibt weiterhin das Gutland, wo sich seine Verbreitung im Verlauf der Zeit wenig verändert hat. Die Art nutzte weiterhin die bereits besiedelten Gebiete, offene, landwirtschaftlich genutzte Landschaften mit Feldgehölzen oder kleineren Waldmassiven, meist Eichenwälder, aber auch andere Laubwälder. Am dichtesten besiedelt sind der Südwesten und der Süden, das Attertall und im Osten das Moselhinterland (Grafik 1).

In Grafik 2 wird der Bestandsanstieg zwischen den Erfassungen von 1997, 2003 und 2009 verdeutlicht: 1997 wurden 27 Reviere gezählt, 2003 schon 39 Reviere (+44% im Vergleich zu 1997) und 2009 sogar 62 Reviere (+59% im Vergleich zu 2003). Der Gesamtanstieg zwischen den Erfassungen von 1997 und 2009 beläuft sich somit auf 35 Reviere, bzw. auf 130%.

Die Siedlungsdichte des Schwarzmilans stieg von 1,0 R/100 km² in 1997, auf 1,5 R/100 km² in 2003, bis auf 2,4 R/100 km² in 2009. Während die Bestände in verschiedenen Regionen Luxemburgs zu stagnieren schienen, bzw. lediglich leicht anstiegen, fand der bedeutendste Bestandszuwachs in den Gegenden des Südwestens (+15 Reviere) und im Osten, im Moselhinterland (+12 Reviere), statt. Somit trugen diese beiden Regionen 77% zum Gesamtzuwachs über die Periode 1997-2009 bei.



Grafik 2: Entwicklung des Revierbestands des Schwarzmilans zwischen 1997, 2003 und 2009
 Erratum: die Angaben im Text der Resultate zur Erfassung der „territorialen Saison-Population“ von 2003 in Lorgé (2007) sind teils fehlerhaft, die korrekten Resultate in den gleichzeitig veröffentlichten Karten wurden hier benutzt.



Grafik 3: Dichteentwicklung in den für die Milane definierten Räumen

Entwicklung der Siedlungsdichten und Identifizierung der Dichtezentren

Die Analyse der Revierdichten des Schwarzmilans ergab, dass 2009 die höchste Dichte im Raum „Mittlerer Lias“ im Südwesten Luxemburgs lag. Weiter wiesen aber auch noch der „Osten - Moselhinterland“, der „Süden“, das „Attertall“ und das „Sandstein-Plateau - Ernz“ Dichten auf, welche über dem Luxemburger Durchschnitt liegen.

1997 war noch der „Süden“ der am dichtesten besiedelte Raum Luxemburgs. Nach einem leichten Rückgang bis 2003 stieg die Dichte dann 2009 wieder auf 3,3 R/100 km² an. Im Raum „Mittlerer Lias“ im Südwesten Luxemburgs ist die Dichte in der Periode 1997-2009 von 3,4 auf 10,0 R/100 km² gestiegen.

1997 war der Raum „Osten-Moselhinterland“ nicht überdurchschnittlich besiedelt. Lediglich die Umgebung um die Müllhalde von Flaxweiler zeigte eine lokale Höchstdichte auf (Conzemius 1998). Auch 2009 war in einem Umkreis von 5,6 km um die Müllhalde (einem Gebiet von 100 km² entsprechend) 11 besetzte Reviere. Interessant ist, dass der Bestand sich im Raum „Osten – Moselhinterland“, sowie im Raum „Mittlerer Lias“ in etwa verdreifacht hat.

In der Grafik 3 sind die Dichteentwicklungen des Schwarzmilans in allen Räumen dargestellt.

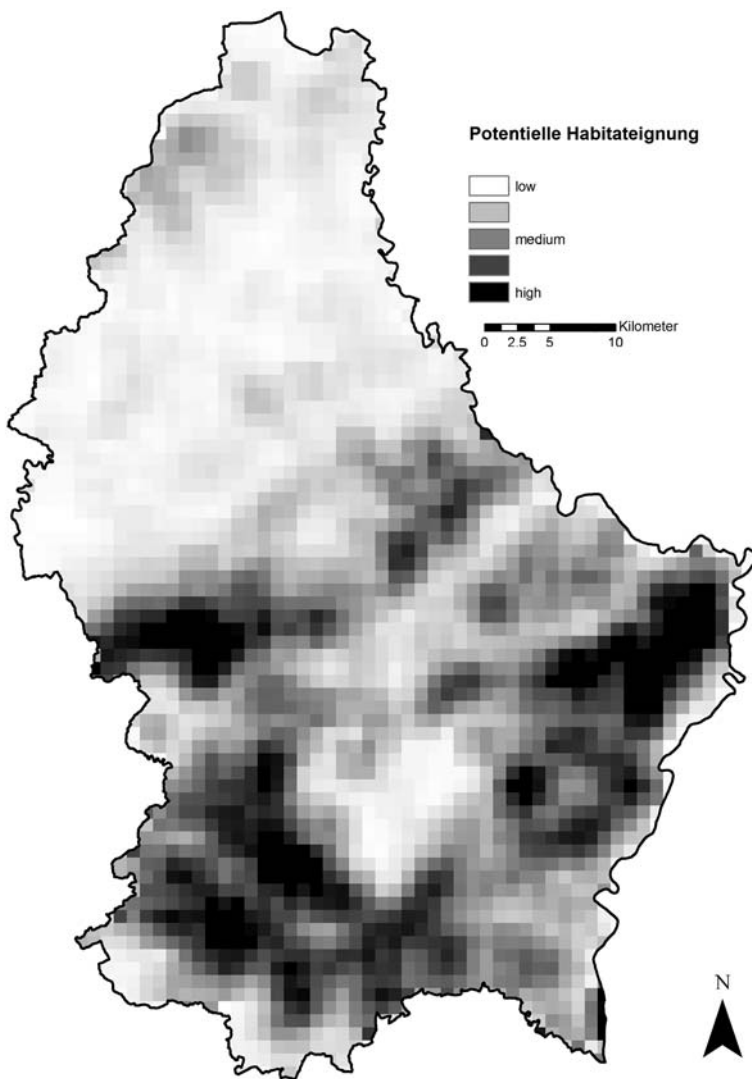
Lediglich vier der 11 Räume können als regelmäßig besiedelt bezeichnet werden: Attertall, Sandstein-Plateau – Ernz, Mittlerer Lias und der Süden. Diese vier Räume ergeben zusammen eine Fläche von 1067 km². Doch auch innerhalb dieser Fläche befinden sich Dichtezentren und Räume, welche hervorstechen: die Räume „Südwesten – Mittlerer Lias“ und „Osten – Moselhinterland“ stellen 21% der Landesfläche dar, beinhalten aber 68% des Schwarzmilanbestands Luxemburgs.

Die Habitatanalyse zeigt, dass die vom Schwarzmilan dichter besiedelten Räume fast alle einen Grünland-Anteil von über 40% der Fläche des Raumes und sogar einen gesamten landwirtschaftlichen Anteil über 60% aufweisen (Tabelle2).

Tabelle 2: Entwicklung der Revierdichte und Flächenanteil der Bodennutzung innerhalb der definierten Räume (Flächenangaben abgeleitet aus: Ministère de l'Environnement 1999).

Für Milane definierte Räume	Fläche in km ²	Dichte in R/100 km ²			Flächenanteil			
		1997	2003	2009	Wald	Grünland + Acker	Grünland	Sonstiges
Öslinger Hochplateau	322	0,0	0,6	0,9	30%	63%	41%	7%
Mittleres Ösling	443	0,0	0,5	0,0	51%	40%	24%	9%
Untere Our – Blees	109	0,9	0,0	0,0	44%	45%	28%	11%
Attert-Tal	208	1,7	2,6	3,4	24%	69%	46%	7%
Zentrum - Mamer - Eisch – Grünewald	407	0,1	0,2	0,0	46%	34%	20%	20%
Sandstein-Plateau – Ernz	217	1,4	3,2	2,5	40%	52%	33%	8%
Südwesten - Mittlerer Lias	234	3,4	4,7	10,0	20%	67%	43%	13%
Osten Moselhinterland	317	1,9	2,2	5,8	28%	62%	40%	10%
Minette	118	0,0	0,4	0,0	27%	28%	20%	45%
Süden	91	4,4	3,3	3,8	20%	64%	40%	17%
Südosten - Moseltal	120	0,8	0,0	0,8	22%	60%	25%	18%

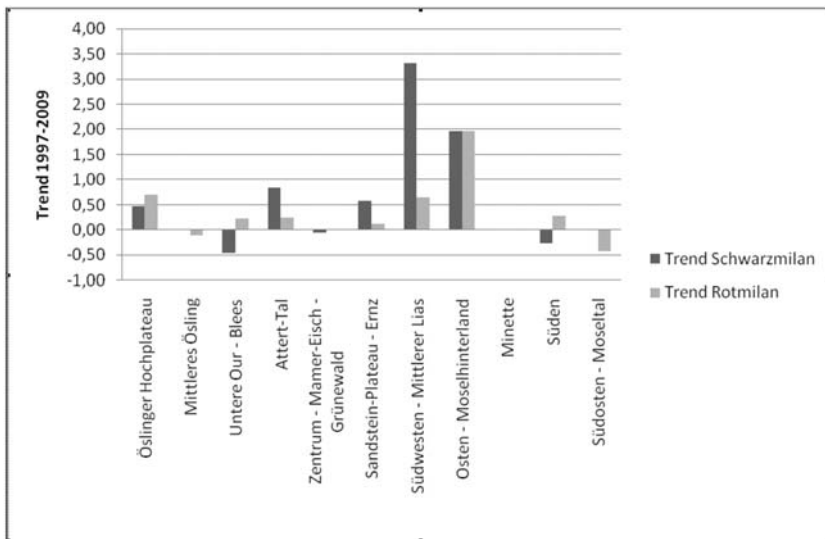
Die Grafik 4 veranschaulicht die Habitateignung jedes Rasterquadrates in Luxemburg für den Schwarzmilan. Deutlich werden Dichtezentren in den vier wichtigsten Räumen angezeigt. Besonders hervorzuheben sind die hohen Werte der Dichtezentren im „Südwesten - Mittlerer Lias“ und „Osten – Moselhinterland“.



Grafik 4: Potentielle Habitateignung für den Schwarzmilan, erstellt mit Maxent

Vergleich der Dichteentwicklung von Rot- und Schwarzmilan

Die Grafik 5 vergleicht die Bestandsentwicklung beider Milanarten über die Untersuchungsperiode 1997-2009. In keinem der regelmäßig von Milanen besetzten Räume finden gegenläufige Bestandsentwicklungen statt. Gerade in den gemeinsam dicht besiedelten Gebieten scheinen beide Milanarten gut zu co-existieren. So befinden sich zum Beispiel in einem Umkreis von 5,6 km um die Müllhalde bei Flaxweiler (auf einer Fläche von 100 km²) 20 Reviere von beiden Milanarten (9 Rotmilan- und 11 Schwarzmilan-Revire).



Grafik 5: Vergleich der Bestandstrends von Rot- und von Schwarzmilan in den verschiedenen Räumen zwischen 1997-2003-2009

Diskussion

Bestand und Dichten in Luxemburg und in der Großregion zwischen 1997 und 2009

Dieselbe Methodik und der gleich gebliebene Zeitaufwand sind der Garant für vergleichbare Resultate zwischen den Untersuchungen von 1997, 2003 und 2009. Conzemius (1998) erwähnte, dass schon 1997 besonders in den südlichen Gebieten, wo die steilsten Anstiege gemessen wurden, die Mitarbeiter sehr detailliert die Reviere, besonders des Schwarzmilans kartierten, da der Rotmilan hier wesentlich seltener war. Der Vergleich der Erhebungen erlaubt es somit, die Bestandsentwicklung und Verbreitung des Schwarzmilans in den vergangenen 12 Jahren in Luxemburg akkurat zu beurteilen. Der Gesamtanstieg zwischen den Erfassungen von 1997 und 2009 beläuft sich auf 35 Reviere, bzw. auf 130%. Die Bestandsentwicklung in den Jahrzehnten davor kann unter Peltzer (1983) und Conzemius (1998) nachgelesen werden.

Für die letzten Jahre wird auch aus den Nachbarregionen Wallonien und Saarland ein Bestandszuwachs, allerdings ohne prozentuelle Angaben, gemeldet. Im Saarland wird der Bestandstrend als leicht positiv angegeben und nach der Kartierung der „Territorialen Saison-Population“ der Milane von 2009-2010 wird die Population auf rund 20 Paare geschätzt (Süßmilch mündl.). In Wallonien wird der Bestand mit 56 bis 80 Paaren angegeben (Jacob et al. in press). Auch hier verlief der Bestandstrend der letzten Jahre positiv (Paquet mündl.). Für Rheinland-Pfalz fehlt eine rezente landesweite Erfassung, so dass kein Bestandstrend bekannt ist: der Bestand des Schwarzmilans wird auf rund 100 Paare geschätzt (Dietzen mündl.). Der lothringische Bestand war wahrscheinlich in den letzten Jahren stabil (Malenfert mündl.) und wird, basierend auf regio-

nalen Erfassungen, mit 1000-1200 Paaren angegeben (Thiollay et al. 2004). Die Zuwächse in Luxemburg könnten demnach durchaus überdurchschnittlich hoch für die Großregion sein. Sie entsprechen aber dem Bestandsanstieg in Nordhessen, wo zwischen 1996 und 2006, also in fast derselben Periode wie in Luxemburg, ein Anstieg von 161% der Schwarzmilan-Population festgestellt wurde (Gelpke 2007).

In Wallonien befinden sich die höchsten Schwarzmilan-Dichten in der Region „Lorraine belge“, welche im Südosten an Luxemburg und somit an den Raum „Mittlerer Lias“ grenzt. Die Dichte von 10,0 R/100 km² sind zwar für Luxemburg außergewöhnlich und für europäische Verhältnisse recht hoch, doch liegen ausnahmsweise wesentlich höhere Bestandsdichten besonders aus der Schweiz vor: 69 R/100 km² (Glutz et al. 1989), 199 R/100 km² beim Genfer See (Henrioux & Henrioux 1995), aber auch aus Baden-Württemberg: 22 R/100 km² in der Baar-Region (Walz 2001).

Versuch der Erklärung des Bestandszuwachses des Schwarzmilans

Um den starken Bestandszuwachs des Schwarzmilans in Luxemburg zu erklären, fehlen leider detaillierte Untersuchungen, die die Habitatnutzung betreffen. Die hier durchgeführte Analyse der Räume zeigte jedoch, dass die vom Schwarzmilan dichter besiedelten Räume alle einen hohen Anteil an Grünland sowie teilweise auch Acker aufweisen. Doch müssen hierbei noch andere Faktoren mitspielen, z.B. die Nähe zu Ersatznahrungsquellen, wie offene Müllhalden oder aber die Höhe über dem Meeresspiegel: das Öslinger Hochplateau wird erst allmählich besiedelt, doch auch die Ardennen in Wallonien sind zurzeit recht dünn besiedelt. Insgesamt zieht der Schwarzmilan in Mitteleuropa die Niederungen vor und meidet die Mittelgebirgslagen (Glutz 1989). Unerklärlich ist, warum der Südosten Luxemburgs vom Schwarzmilan gemieden wird, da die Eigenschaften dieses Raums den Habitatanforderungen des Schwarzmilans gerecht werden müssten.

Auch liegen keine populationsökologischen Untersuchungen betreffend Überlebensrate, Ansiedlungsentfernung der Jungvögel und Ursprungsgebiet der Brutvögel in Luxemburg vor. Die Zuwanderung von Tieren aus anderen Regionen kann also nicht ausgeschlossen werden. Schwarzmilane schreiten erst im Alter von mehreren Jahren zum ersten Mal zur Brut, doch ob dies in expandierenden Populationen wie in Luxemburg vielleicht relativ früher der Fall ist, muss zurzeit unbeantwortet bleiben. Auch ist ungeklärt, ob jüngere Paare Reviere besetzen, ohne zur Brut zu schreiten. Allerdings brüteten 2009, wie in den Vorerfassungen, mehrere Altvögel mit braunem Kopf und noch recht dunkler Iris, also wahrscheinlich noch recht junge Vögel. Jedoch gibt es bis heute keine genauen Kriterien zur Altersbestimmung von Wildvögeln.

Der Schwarzmilan zeichnet sich noch stärker als der Rotmilan als Nahrungsopportunist aus: die offenen Müllhalden bei Diekirch und Flaxweiler sowie die Kompostanlage bei Mamer werden zur Brutzeit regelmäßig von den Schwarzmilanen aufgesucht. In ihrer direkten Umgebung sind jeweils mehrere Paare angesiedelt. Organische Abfälle und ein gesteigertes Nagetier-Angebot locken die Vögel an. Zudem legen Vögel von weiter entfernten Revieren beachtliche Distanzen zwischen der Müllhalde und dem Horstbereich zurück, z.B. über 6 km zwischen der Kompostanlage bei Mamer bis zum Horstbereich südlich von Bartringen oder 6,5 km zwischen dem Horst bei Munsbach und der Müllhalde bei Flaxweiler (eigene Beobachtungen). Auch liegen Beobachtungen von Schwarzmilanen vor, welche Abfälle und Innereien von Schlachthöfen davontrugen, so z.B. bei Esch/Alzette (Peltzer, Ulmerich mündl.).

In Luxemburg erfolgt die Nahrungssuche keineswegs nur bei verschiedenen Halden, sondern häufiger sogar im Offenland. Ebenso wie der Rotmilan scheint auch der Schwarzmilan von der Intensivierung in der Landwirtschaft zu profitieren: regelmäßig werden Schwarzmilane nahrungssuchend über frisch bearbeiteten Äckern anfangs der Brutsaison (April) beobachtet. Doch bringen Feldfrüchte mit ihrem Höhen- und Dichtewachstum mit sich, dass die Nahrung für Milane nicht lange erreichbar bleibt. Aus diesem Grund werden in den Monaten Mai-Juni-Juli Wintergetreide, Mais und Raps zur Nahrungssuche und somit ackerreiche Regionen zur Brutzeit vom Schwarzmilan gemieden. Über den regelmäßig gemähten Silageflächen hingegen werden Schwarzmilane während der Brut- und Aufzuchtperiode (Mai-Juni-Juli) besonders häufig festgestellt (eigene Beobachtungen). Zwar sind Silageflächen wesentlich artenärmer als extensives Grünland (Biver 2008), doch ist hier die Nahrung durch den regelmäßigen Schnitt besser erreichbar. Hier stellen dann besonders während dem Schnitt Mahdopfer (Wirbellose, Nager und

Bodenbrüter) eine reiche Beute dar (eigene Beobachtungen). Einige Beispiele, die auf ein Profitieren der beiden Milan-Arten von der Intensivierung der Landwirtschaft und insbesondere von der Silagenutzung, wenn auch in kleinstrukturierten Offenlandschaften, hindeuten, sind unter Biver und Conzemius (2010) am Beispiel des Rotmilans aufgezählt. Zu Ähnlichen Aussagen für den Schwarzmilan kommen auch Gelpke und Stübing (2010), Hagge und Stubbe (2006) und Walz (2005).

Interaktionen zwischen Rot- und Schwarzmilan

Der Schwarzmilan wird oft als Nahrungs- und Brutplatzkonkurrent des Rotmilans betrachtet (Aebischer 2009, Nicolai & Mammen 2009). Die Interaktionen sind aber sehr unterschiedlich, bedingt wohl auch durch eine große individuelle Variabilität der Charaktereigenschaften der Milane. Einerseits wurden interspezifische Revierstreitigkeit und Kämpfe um Horstplätze beobachtet und auch Streitigkeiten bei der Nahrungssuche festgestellt. Andererseits konnten beide Milanarten bei gemeinsamen Nahrungsflügen beobachtet werden und brüten zudem öfters in direkter Nähe zueinander. Schwarzmilane scheinen geradezu von Rotmilanhorsten und -revieren angezogen zu werden. In neu besetzten Revieren versuchen Schwarzmilane zunächst in direkter Nähe (im selben Waldmassiv, in geringer Entfernung) zu einem Rotmilan-Paar zu brüten. So zum Beispiel auch im Ösling, aber auch in den andern von beiden Arten besiedelten Bereichen Luxemburgs. Zurzeit zeigen beide Arten in Luxemburg eine positive Tendenz, und keine der beiden Arten scheint die andere in ihrem Bestand und Zuwachs einzuschränken. Auch Gelpke et al. (2010) kommen für beide oft eng benachbart brütenden Milan-Arten zu einer ähnlichen Annahme für Nordhessen, ohne jedoch eine Konkurrenzbeziehung ganz auszuschließen.

Identifizierung der Schwarzmilan-Kernräume und Forderung für Schutzmaßnahmen

Die Verteilung der Schwarzmilan-Reviere in Luxemburg ist keineswegs homogen, sondern es bestehen sogar clusterartige Anhäufungen von Revieren. Auch Peltzer (1983) definierte ein Hauptverbreitungsareal für den Schwarzmilan in Luxemburg und wies auf dichter besiedelte Gebiete bzw. häufiger besetzte Reviere hin. Conzemius (1998) und Lorgé (2007) bestätigen dieses Verbreitungsareal. Conzemius strich zusätzlich die Besiedlung in der Umgebung der Müllhalde von Flaxweiler hervor und Lorgé fielen besonders die dichten Bestände im Südwesten, sowie im Moselhinterland auf. Diese Aussagen behalten ihre Gültigkeit auch noch in 2009: besonders die Umgebung um die Müllhalde von Flaxweiler und der Südwesten („Mittlerer Lias“) stehen mit überdurchschnittlichen Dichten hervor.

Lorgé (2007) erwähnte bereits die Lücke in der aktuellen Gebietsausweisung von Schutzgebieten gemäß der Vogelschutzrichtlinie 79/409/CEE in Luxemburg. Der Schwarzmilan ist im Anhang I dieser Richtlinie aufgeführt, demnach sind von den Mitgliedsstaaten Schutzgebiete auszuweisen und Schutzmaßnahmen durchzuführen. Die Informationen über die Dichtezentren des Schwarzmilans im Südwesten und im Osten flossen in die Identifizierung der wichtigsten ornithologischen Gebiete Luxemburgs ein (Biver et. al. 2010) und wurden entsprechend bei den Vorschlägen für die Einrichtung von zusätzlichen Vogelschutzgebieten berücksichtigt.

Danksagung

Das Projekt der Erfassung der „territorialen Saison-Population“ wurde vom Nationalen Naturkundemuseum (Direktor G. Bechet) unterstützt.

Die bei der Erfassung 2009 beteiligten ehrenamtlichen Feldarbeiter waren (in alphabetischer Reihenfolge): G. Biver, B. Casagrande, E. Conrad, G. Conrady, T. Conzemius, M. Cordella, M. Delleré, P. Felten, R. Gloden, J-M. Haas, C. Heidt, M. Jans, P. Jungers, P. Kahr, J. Kiefer, J. Krecké, A. Konter, P. Lorgé, C. Meester, E. Melchior, R. Mettenhoven, M. Molitor, M. Paler, N. Paler, R. Peltzer, R. Schauls, C. Schiltz, J-P. Schmitz, J. Schmitz, R. Schmitz, F. Schoos, R. Streicher, C. Thelen, M. Ulmerich, J. Weiss

Literatur

- Aebischer A. (2009): Der Rotmilan. Ein faszinierender Greifvogel. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK.
- Biver G. & T. Conzemius (2010): Die Territoriale Saison-Population des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxembourg – Erfassung 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003. *Regulus* WB 25 : 14-28
- Biver G., T. Conzemius, P. Lorgé & J. Weiss (2010): Identification des Zones d'Intérêt ornithologique. *Regulus* WB 25 : 86 - 110.
- Conzemius T. (1998): Revierkartierung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* 1997 in Luxemburg. *Regulus* WB 17: 1-26.
- EFOR (1994): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs - Wuchsgebiete und Wuchsbezirke Luxemburgs (Biogeoklimatische Karte). Ministère de l'Environnement et Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et du Développement Rural du Luxembourg.
- Gelpke C. (2007): Zwei (un-) gleiche Brüder – Reproduktion von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus*, *M. migrans*) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. http://www.hgon.de/download/dog/milan_gelpke.pdf
- Gelpke C. & S. Stübing (2010): Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus* und *M. migrans*) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. *Vogel und Umwelt* 18: 103-115.
- Glutz von Blotzheim U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Aula-Verlag. Wiesbaden.
- Hagge M. & N. Stubbe (2006): Aktionsraum und Habitatnutzung des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) im nordöstlichen Norharzvorland. *Populationsökologie Greifvögel und Eulenarten* : 325-335.
- Henrioux P. & J.-D. Henrioux (1995): Seize ans d'étude sur les rapaces diurnes et nocturnes dans l'Ouest lémanique (1975-1990). *Nos oiseaux* 43 : 1-26.
- Jacob J-P., C. Dehem, A. Burnel, J.L. Dambiermont, M. Fasol, T. Kinet & D. van der Elst (in press): Oiseaux Nicheurs de Wallonie 2001-2007. Série Faune Flore Habitats. Aves et la Région Wallonne, Namur.
- Lorgé P. (2007): Die Bestände von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Luxemburg zwischen 1997 und 2003. *Regulus* WB 22: 30-35.
- Nicolai B. & U. Mammen (2009): Dichtezentrum des Rotmilan *Milvus milvus* im Nordharzvorland – Bestandsentwicklung, Ursachen und Aussichten in Krüger & Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.
- Norgall A. (1995): Revierkartierung als Zielorientierte Methodik zur Erfassung der "Territorialen Saison-Population" beim Rotmilan (*Milvus milvus*). *Vogel und Umwelt* 8: 147-164.
- Peltzer R. (1983): Zur Brutverbreitung des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) in Luxemburg. *Regulus* 14: 224-228.
- Walz J. (2001) : Bestand, Ökologie des Nahrungserwerbs und Interaktionen von Rot- und Schwarzmilan 1996-1999 in verschiedenen Landschaften mit unterschiedlicher Milandichte: Obere Gäue, Baar und Bodensee. *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 17: 1-212.
- Walz J. (2005): Rot- und Schwarzmilan – Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Aula Verlag, Wiebelsheim.

Wasservögel an der Sauer im Raum Echternach: Bestand und Ausblick

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Entlang der Sauer zwischen Dillingen und Rosport wurden 2008 und 2009 zwei Brutzeit-Erhebungen, sowie im Januar 2009 eine Winterbestandserhebung der Vögel durchgeführt. Ein Vergleich der so gewonnenen Daten mit früheren Angaben ließ bei den meisten Arten keine eindeutigen Rückschlüsse auf ihre Bestandsentwicklung zu. Bei Nichtbrütern (Gänsesäger *Mergus merganser*, Reiher- *Aythya fuligula* und Tafelente *A. ferina*) schwankten die Winterbestände oft stark. Bei den Brutvögeln gab es vor allem bei den größeren Arten Anzeichen einer positiven Bestandsentwicklung (Höckerschwan *Cygnus olor*, Nilgans *Alopochen aegyptiacus*, Stockente *Anas platyrhynchos*). Wahrscheinlich rückläufig waren dagegen die Brutpaare bei Teichhuhn *Gallinula chloropus*, Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*, Wasserramsel *Cinclus cinclus* und Eisvogel *Alcedo atthis*, wobei kurzfristige Schwankungen hier auch auf starke Einbußen während Kälteintern zurückzuführen sein können. 2009 wurden beim Zwergtaucher 21 Reviere festgestellt, beim Teichhuhn 4-5, beim Höckerschwan 6-8, bei der Wasserramsel 1 und bei der Nilgans 6. Es stellt sich die Frage, inwiefern die Qualität des Habitats sich in den letzten Jahren verändert hat, und welchen Einfluss der anthropogene Druck auf die Entwicklung der Vogelbestände im Raum Echternach hat und in Zukunft haben wird. Die hohe menschliche Präsenz während der Brutzeit in allen Bereichen des Untersuchungsgebietes könnte auf Dauer die Ansiedlung neuer Arten (Flussuferläufer *Actitis hypoleucos*) verhindern und störungsanfällige Arten (Zwergtaucher, Eisvogel, Wasserramsel) in ihren Beständen gefährden. Es wird angeregt, konkrete Studien über die Auswirkungen vor allem des wachsenden Freizeitdrucks auf das Untersuchungsgebiet anzustrengen, um die Gefahren genauer zu erkennen. Nur dann können entsprechende Maßnahmen eingeleitet werden, die ein verträgliches Miteinander von Freizeit und Natur bewirken sollen.

Abstract: Water birds along the river Sauer in the region of Echternach: present populations and future prospects

Along the river Sauer between Dillingen and Rosport two breeding bird surveys (2008 and 2009) and one winter count (January 2009) were organized. A comparison of the data obtained with former indications did generally not allow drawing final conclusions about population trends. Winter populations of non-breeders (Common Merganser *Mergus merganser*, Tufted Duck *Aythya fuligula* and Common Pochard *A. ferina*) displayed often quite significant fluctuations. Signs of positive recent developments were registered for some breeding birds, especially for bigger sized species (Mute Swan *Cygnus olor*, Egyptian Goose *Alopochen aegyptiacus*, Mallard *Anas platyrhynchos*). Possibly decreasing are the numbers of breeding pairs of Common Moorhen *Gallinula chloropus*, Little Grebe *Tachybaptus ruficollis*, White-throated Dipper *Cinclus cinclus* and Common Kingfisher *Alcedo atthis*. However for these species, it is known that during severe winters increased mortality can negatively impact their next breeding populations. In 2009, Little Grebes occupied 21, Common Moorhens 4-5, Mute Swans 6-8, White-throated Dippers 1 and Egyptian Geese 6 breeding territories. The questions are raised, in how far the quality of the habitat has been altered in the recent past and what influences increased human leisure activities have and will have in future on the development of bird populations in the region of Echternach. High human presence in all sections of the river during the entire breeding season may durably prevent new breeding species from settling (Common Sandpiper *Actitis hypoleucos*) and threaten the existing breeding populations of species easily subject to disturbance (Little Grebe, Common Kingfisher, White-throated Dipper). Studies about the consequences of the increasing leisure related anthropogenic pressure for the bird populations are badly needed to correctly assess their dangers. They are also a precondition for implementing the right measures that lead at the end to a balanced usage of our nature.

Résumé: Oiseaux aquatiques le long de la rivière Sûre dans la région d'Echternach: populations actuelles et regards vers l'avenir

Le long des rives de la Sûre entre Dillingen et Rosport, les oiseaux ont été recensés deux fois pendant la période de nidification (2008 et 2009) et une fois en hiver (janvier 2009). Les données obtenues ainsi ont été comparées à des données plus anciennes, mais cela ne permettait pas pour la plupart des espèces d'identifier clairement les développements récents de leurs populations. Pour les espèces non-nicheuses dans la région (Harle bièvre *Mergus merganser*, Fuligules morillon *Aythya fuligula* et milouin *A. ferina*) les populations hivernantes étaient sujettes à des fluctuations souvent importantes. Des signes de développements positifs récents furent enregistrés pour certaines espèces nidificatrices, surtout de taille plus importante (Cygne tuberculé *Cygnus olor*, Ouette d'Egypte *Alopochen aegyptiacus*, Canard colvert *Anas platyrhynchos*). Les nombres de couples nicheurs de la Gallinule poule-d'eau *Gallinula chloropus*, du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis*, du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* et du Martin-pêcheur d'Europe *Alcedo atthis* ont probablement diminué. Mais ces espèces sont connues pour subir des taux de mortalité accrus au cours d'hivers particulièrement sévères et qui impactent les populations nidificatrices futures. En été 2009, les Grèbes castagneux occupaient 21, les Gallinules poule-d'eau 4-5, les Cygnes tuberculés 6-8, les Cincles plongeurs 1 et les Ouettes d'Egypte 6 territoires. La question du développement récent de la qualité de l'habitat est posée, de même que celle qu'a actuellement et qu'aura à l'avenir l'accroissement des activités de loisirs humaines sur le développement des populations d'oiseaux dans la région d'Echternach. La présence quasi-permanente de l'homme dans tous les secteurs de la rivière pendant toute la période de nidification pourra durablement empêcher l'établissement de nouvelles espèces nidificatrices (Chevalier guignette *Actitis hypoleucos*) ainsi que mettre en péril les populations nidificatrices actuelles plus facilement sujettes à des perturbations (Grèbe castagneux, Martin-pêcheur, Cincle plongeur). Des études sur les conséquences de la pression anthropogène croissante pour les populations d'oiseaux font défaut dans la région, mais sont absolument nécessaires pour évaluer correctement les dangers. Ces études sont également un préalable pour prendre des mesures adéquates permettant de promouvoir une coexistence équilibrée des loisirs et de la nature.

Die Bedeutung der Sauer für unsere Brutvögel, für übersommernde und durchziehende Arten oder auch als Winterquartier für Wasservögel, wurde bisher kaum untersucht. Großflächige Bestandsaufnahmen fehlen fast gänzlich. Somit sind die Zufallsbeobachtungen, die den Weg bis in die LuxOr-Datenbank der Lëtzebuerger Natur- a Vulleschützliga (LNVL) fanden, als alleinige Quelle zu betrachten, die einen gewissen, wenn auch unvollständigen Einblick in die Vogelwelt dieses Fließgewässers gewährt. Dies wäre an sich nicht direkt ein Problem, würde nicht weltweit der anthropogene, das heißt der durch den Menschen bedingte Druck auf Feuchtgebiete und Gewässer seit Jahrzehnten stetig ansteigen. Ohne Kenntnis des Ist-Zustandes ist es aber schwierig, eventuelle Folgen verschiedener menschlicher Aktivitäten für die Vogelwelt abzuschätzen, respektive im Nachhinein nachzuweisen. Bisher wurden in Luxemburg lediglich im Zusammenhang mit dem vermehrten Winterauftreten des Kormorans *Phalacrocorax carbo* einige Studien angestrengt, die sich aber ausschließlich auf diese eine Art beschränkten. Auch wurden diese Untersuchungen nicht etwa durchgeführt, um eventuelle negative Folgen anthropogener Aktivitäten auf die überwinternden Fischfresser festzustellen. Vielmehr ging es hier im Wesentlichen darum, die Behauptung, der Kormoran sei Schuld am geringen Fangenerfolg der Sportangler, zu be- oder entkräften.

Wir befinden uns damit derzeit in einer Lage, in der wir die Nutzung der Sauer durch Wasservögel in und außerhalb der Brutzeit im besten Fall grob abschätzen können. Der anthropogene Druck auf dieses Fließgewässer stieg aber besonders in letzter Zeit stark an und drückt sich vor allem durch großflächige Campingplätze an den Ufern und vermehrtes Kanuaufkommen aus. Fehlendes Zahlenmaterial verhinderte bisher begründete Aussagen zum Einfluss, den dieser verstärkte Druck auf das Vogelvorkommen an der Sauer hat. Somit blieben auch vielleicht dringend benötigte Schutzmaßnahmen aus.

Zwischen Dillingen und Rosport wurden nun in 2008 und 2009 drei Erhebungen der Vogelbestände, zwei zur Brutzeit, sowie eine im Winter, durchgeführt. An Hand der LuxOr-Meldedatei

wurden parallel dazu die verfügbaren historischen Daten ausgewertet, und damit versucht, ein historisches Bild zu erstellen, um dieses mit dem aktuellen Stand zu vergleichen. Es galt die Frage zu beantworten: Wie ist es derzeit mit den Wasservögeln an der Sauer im Raum Echternach bestellt?

Untersuchungsgebiet und Methodik

Untersuchungsgebiet: Die Erhebungen beschränkten sich jeweils auf den Lauf der Sauer und ihre Ufer zwischen der Brücke von Dillingen (Gauss 90.979/ 102.148) und der Staumauer in Rosport (Gauss 104.957/ 96.637). Sie gingen also über eine Gesamtlänge von jeweils maximal ca. 21 km. Die Brutzeiterhebung von 2008 schloss allerdings einen schwer zugänglichen Abschnitt unterhalb von Echternach bis fast Steinheim (ca. 2,4 km, Gauss 99.84/ 97.487 bis Gauss 101.767/ 98.780) aus. Aus praktischen Gründen wurde die Gesamtstrecke in die folgenden Abschnitte unterteilt: Dillingen Brücke - Schwarze Ern Grundhof (2,4 km) – Schwarze Ern Grundhof bis Bollendorf Brücke (3,0 km) – Bollendorf Brücke bis Weilerbach Brücke (2,8 km) – Weilerbach Brücke bis Echternach Brücke nach Fölkenbach (3,7 km) – Echternach Brücke nach Fölkenbach bis Echternach Odel/N10 (2,1 km) – Echternach Odel/N10 bis Steinheim Brücke (2,8 km) und Steinheim Brücke bis Rosport Staumauer (4,2 km).

Methodik der Erhebungen: Vom 21. bis zum 26. Juni 2008 wurde das Gebiet über die entlang der Sauer bestehenden Wege abmarschiert, dies auf der Strecke zwischen Brücke Fölkenbach und Dillingen gleichzeitig beidseitig von zwei Gruppen, die über Funk miteinander kommunizierten. Mit Ferngläsern wurden Gewässer und Ufervegetation abgesucht. Alle Feststellungen von Wasservögeln wurden direkt auf Karten der einzelnen Sauerabschnitte eingetragen, und später mit Gauss-Koordinaten in Excel-Tabellen übertragen. Die dichte Ufervegetation erschwerte stellenweise die Übersicht erheblich, so dass beschlossen wurde, die Begehung 2009 früher in der Brutzeit zu organisieren.

Am 7. und 9. Mai 2009 wurde die ganze Strecke zwischen Dillingen und Rosport, allerdings nur einseitig, begangen. Anders als im Vorjahr wurde für die Feststellungen von Zwergtauchern *Tachybaptus ruficollis* zusätzlich eine Klangattrappe benutzt. Alle Feststellungen wurden wieder direkt auf Karten eingetragen und später in Excel-Tabellen übertragen. Zufallsbeobachtungen bei vier Teilbegehungen der Strecke, davon drei zwischen dem 15. Mai und 31. Juli 2009 (zweimal zwischen Echternach und Weilerbach und einmal am Stau in Rosport) und eine am 25. Oktober 2009 (vom Einlauf des Aesbaches bis Bollendorf-Brücke) erlaubten es, die festgestellten Brutreviere zu bestätigen, respektiv zusätzliche Reviere zu finden.

In Zusammenhang mit den von Wetlands International organisierten Winterzählungen von Wasservögeln fand eine weitere Erhebung zu Fuß am 17. Januar 2009 statt. Dieses Mal wurden die Vorkommen nicht direkt in Karten eingetragen, sondern es wurden Strichlisten nach den o. a. Abschnitten geführt.

Bei der Auswertung der Resultate wurde wie folgt verfahren:

bei Nichtbrütern wurden die festgestellte Zahlen einfach addiert, um den Gesamtbestand zu bestimmen;

bei Brutvögeln wurden Reviere oder Paare gezählt; dabei war es unerheblich, ob in einem Revier ein oder zwei Exemplare festgestellt wurden, es wurde als ein Revier/Paar gezählt;

war es unklar, ob zwei Exemplare zusammen gehörten oder nicht, so wurde die Feststellung mit 1-2 Revieren/Paaren festgehalten.

An den Erhebungen beteiligten sich jeweils mindestens vier Personen, und jeder Teilabschnitt der Strecke wurde von mindestens zwei Personen gleichzeitig begangen. Die Teilnehmer waren M. Braum, J. Conter, M. Delleré, H. Bos, M. Konter, M. Röttcher sowie der Autor.

Historische Daten: Da in der Vergangenheit keine Gesamterhebungen, weder der Winterbestände noch der Brutvögel, im Untersuchungsgebiet erfolgt waren, wurde die LuxOr-Datenbank der Lëtzeburger Natur- a Vulleschützliga (LNVL), in die alle gemeldeten Beobachtungen der luxemburgischen Feldornithologen einfließen, der Tätigkeitsbericht 1985-1997 der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie (Heidt et al. 2002), der ebenfalls auf den Daten der LuxOr-Datenbank beruht, sowie der Atlas der Brutvögel Luxemburgs (Melchior et al. 1987) zu Vorkommen der Zielarten im untersuchten Gebiet ausgewertet.

- *LNVL-Datei*: R. Peltzer stellte dem Autor eine nach Arten geordnete Aufstellung der historischen Meldungen aus der LuxOr-Datenbank zur Verfügung (Stand Herbst 2009). Jede Meldung enthielt u.a. Feststellungsdatum, Anzahl der Exemplare, Ort der Feststellung und Gauss-Koordinaten. Eine Zusammenfassung der Meldungen erfolgte in einer Tabelle, die nach Jahren getrennt und zwischen Winter- (1. Oktober – 31. März) und Sommerfeststellungen (1. April – 30. September) unterscheidend, die Anzahl der festgestellten Exemplare pro Art wiedergibt. Soweit möglich wurden bei der Auswertung Doppelzählungen vermieden (z.B. wenn ein Revierpaar mehrfach in der gleichen Periode gemeldet wurde) oder Maxima für eine Periode ermittelt (z.B. bei Wintervorkommen einer Art an immer der gleichen Stelle). Nur wenn bei einer Art beides nicht möglich war, wurden alle gemeldeten Exemplare addiert. Zusätzlich wurden Vorkommen zur Brutzeit auf einer Karte eingetragen, um den historischen Brutbestand abschätzen zu können.

- *Tätigkeitsbericht 1985-1997*: Dieser Bericht stellt im Wesentlichen eine Auswertung aller LuxOr-Daten für Luxemburg im Zeitraum 1985-1997 dar. Er wurde als Ergänzung zu den von R. Peltzer gelieferten Daten betrachtet.

- *Atlas der Brutvögel Luxemburgs*: Der Atlas gab Aufschluss darüber, welche Arten historisch überhaupt als Brutvögel im Untersuchungsgebiet vorkamen, und er konnte zusätzlich helfen deren Anzahl oder Verteilung hier einzuschätzen.

Zielarten: Bei allen Erhebungen waren die Vorkommen von Zwerg- und Haubentaucher *Podiceps cristatus*, Graureiher *Ardea cinerea*, Höckerschwan *Cygnus olor*, Nilgans *Alopochen aegyptiacus*, sowie allen anderen Entenvögeln Anseriformes (außer der Stockente *Anas platyrhynchos*), Blässhuhn *Fulica atra* und Teichhuhn *Gallinula chloropus*, Eisvogel *Alcedo atthis* und Wasserramsel *Cinclus cinclus* zu registrieren. In Luxemburg oder an der Sauer seltenere Arten, wie etwa Limikolen Charadriiformes oder Möwen Laridae sollten ebenfalls notiert werden. Bei der Winterzählung wurden zusätzlich vor allem Tafel- *Aythya ferina* und Reiherente *A. fuligula*, Gänsesäger *Mergus merganser* und Kormoran mit in die Liste aufgenommen. Auf letzteren wollen wir hier aber nicht eingehen, da hierzu in 2009 ein selbstständiger Artikel über den Kormoran in Luxemburg publiziert wurde (Proess et al. 2009).

Resultate

Die Ergebnisse der Erhebungen von 2008 und 2009

- Lappentaucher Podicipedidae

Zur Brutzeit wurden 2008 und 2009 jeweils 31 **Zwergtaucher** festgestellt (Tabelle 1). Der Vergleich der Verteilung der Zwergtaucher zwischen beiden Erhebungen lässt aber auf einen Rückgang der Brutpopulation im gesamten Gebiet von etwa 1-5 BP in einem Jahr schließen. Dieser fällt noch höher aus, wenn man berücksichtigt, dass zwischen Steinheim und Echternach in 2008 nur ein geringer Teil des Abschnitts begangen wurde und dabei lediglich 2 BP festgestellt wurden, die in die Summe einbezogen wurden. Die Erhebung über die ganze Strecke im Jahr 2009 ergab 5 BP, davon 3 in dem Bereich der 2008 nicht untersucht wurde. Besonders dramatisch erscheint der Einbruch der Brutpopulation zwischen Rosport und Steinheim, von 11-13 BP auf nur noch 5 (Tabelle 2). Ein Brutpaar direkt am Rosporter Stau zog dort 2009 erfolgreich 4 pulli groß. Die Zufallsbeobachtungen vom 25. Oktober 2009 ergaben im Raum Weilerbach noch an drei Stellen Jungtiere (einen voll ausgewachsenen Zwergtaucher unbestimmten Alters, ein etwa sechswöchiges Exemplar und zwei Küken von etwa vier Wochen).

Die Wintererhebung im Januar 2009 erbrachte 32 Exemplare (Tabelle 1). Da man zu diesem Zeitpunkt eine durch den Bruterfolg erhöhte lokale Population hätte erwarten können, vielleicht verstärkt durch Zuzug von Tieren aus dem Norden oder aus nahen stehenden Gewässern, so scheint der Winterbestand doch eher niedrig, besonders wenn man berücksichtigt, dass zu diesem Zeitpunkt die Zwergtaucher sich weitaus weniger scheu zeigen und demnach die Zählungen genauere Ergebnisse liefern.

Beim **Haubentaucher** lassen die erneuten Feststellungen eines Brutpaares in Rosport in 2008 und 2009 auf eine dauerhafte Besiedlung des Staus schließen. Beim dritten Haubentaucher, der 2008 festgestellt wurde, könnte es sich um ein umherstreunendes Jungtier aus dem Vorjahr

gehandelt haben. Beim Haubentaucherpaar schlüpfen 2009 fünf pulli, von denen vier mindestens einen Monat alt wurden.

- Entenvögel Anatidae

Berücksichtigt man bei den Brutzeiterhebungen **des Höckerschwans**, dass zwischen Steinheim und Echternach 2008 wahrscheinlich zwei Brutpaare anwesend waren, so ergibt sich für 2009 eine Einbuße von etwa drei BP auf insgesamt nur noch 5-7 BP. Davon ist vor allem die Strecke Rosport Steinheim betroffen (Tabellen 1, 2). Sicherem Nachwuchs gab es in 2009 Rosport (1 x 4 pulli) und Echternach (1 x 5 pulli). Die im Januar 2009 erhobene Winterpopulation von 24 Exemplaren (Tabelle 1) wäre durchaus im Einklang mit einer um den Bruterfolg erhöhten lokalen Population.

Im Untersuchungsgebiet wurden weder im Frühsommer 2008, noch im Januar 2009 **Nilgänse** festgestellt. So war die Zahl von 6 Paaren im Mai 2009 (Tabelle 1) recht überraschend, dies umso mehr als in Rosport schon ein Paar fünf Küken führte und in Echternach später ein Paar mit ebenfalls fünf Küken beobachtet wurde.

Die Zahlen von 219 und 312 **Stockenten**, die 2008 und 2009 festgestellt wurden (Tabelle 1), belegen eine gesunde Lokalpopulation der Art. In 2009 wurden jeweils Weibchen mit Jungen in Rosport (2 x 10 pulli), in Echternach (5 und 3 pulli) und bei Weilerbach (8 pulli) gesichtet.

Von anderen Entenarten war wenig zu vermelden: **Reiherenten** wurden keine und **Tafelenten** nur drei während der Wintererhebungen gezählt (Tabelle 1).

Mit 54 Exemplaren fiel der Bestand an **Gänsesägern** im Januar 2009 überraschend hoch aus.

- Rallen Rallidae

Mit 6-10 BP auf etwa 18 km könnten 2008 beim **Teichhuhn** im Untersuchungsgebiet teilweise gute Dichten erreicht worden sein, besonders wenn man bedenkt, dass hier die Sauer in Teilstrecken recht schnell fließt und dadurch von der Art nicht nutzbar ist. 2009 wurden weniger Paare als 2008 gezählt (Tabelle 1). Der Rückgang könnte insgesamt 1-4 BP oder bis zu 40% betragen und besonders den Abschnitt Rosport-Steinheim betreffen, wo 2008 noch 3-6 BP, 2009 aber lediglich 2-3 Paare festgestellt wurden (Tabelle 2). Letztere scheinen recht erfolgreich gebrütet zu haben, da im September hier insgesamt 4-6 Immature gezählt wurden. Mit 12 überwinternden Teichhühnern (Tabelle 1) war die Art im Januar im Vergleich zur Brutpopulation nicht stark vertreten.

Die Zahl von lediglich drei im Winter gezählten **Blässhühnern** erscheint auch eher niedrig.

- Andere Arten

Bei keiner der drei Erhebungen konnte ein **Eisvogel** gesichtet werden. Bei der **Wasseramsel** wurde 2008 kein Revier gefunden und 2009 nur eines. Die Beobachtung einer Wasseramsel im Oktober 2009 oberhalb von Weilerbach könnte auf ein weiteres Revier hindeuten. Auch die Winterzählung 2009 ergab nur ein einziges Exemplar der Art (Tabelle 1).

Da im untersuchten Abschnitt der Sauer **Graureiher** nicht brüten, muss man bei den in Tabelle 1 aufgelisteten Feststellungen eher von Zufallsbeobachtungen sprechen. Die Winterzählung erbrachte drei Feststellungen, während dann im Mai 2009 schon sieben Tiere gesichtet wurden (Tabelle 1).

Zusätzlich wurden im Mai 2009 dann noch zwei **Uferschwalben** *Riparia riparia* und acht **Flussuferläufer** *Actitis hypoleucos* festgestellt. Besonders die zweite Zahl erscheint recht hoch, da die Art im Juni 2008 nicht vertreten war. Es blieb aber unklar, ob diese Exemplare noch auf dem Zug oder auf Reviersuche waren, oder ob es sich um übersommernde Vögel handelte.

Vergleich der Resultate der Erhebungen mit früheren Angaben

Da vor 2008 keine Erhebung im Untersuchungsgebiet organisiert wurde, musste ein historischer Vergleich sich an den Daten der LuxOr-Datenbank, des Tätigkeitsberichts der Feld AG 1985-1997 (Heidt et al. 2002) und den Angaben des Atlases der Brutvögel Luxemburgs (Melchior et al. 1987) orientieren. Eine Übersicht der Auswertung der LuxOr-Datenbank ist in Tabelle 3 enthalten.

- Lappentaucher Podicipedidae

Laut Melchior et al. (1987) kam der **Zwergtaucher** zur Zeit der Erstellung des Atlasprojektes in Luxemburg nur an stehenden Gewässern vor, im Raum Echternach nur am See, und die Gesamtpopulation für Luxemburg wurde mit 20-30 BP angegeben. Die Art ist lokal ein Stand-, Strich- und Zugvogel, der im Winter gelegentlich in größeren Konzentrationen vorkommt, auch im Untersuchungsgebiet. Hier wird unser kleinster Lappentaucher erstmals 1967 und 1968 im Winter, dann erst wieder im Winter 1983 und 1984 gemeldet, bevor sich ab 1993 die Feststellungen häufen. Die Wintermeldungen stellen aber insgesamt 88% der gezählten Exemplare dar.

In Luxemburg gibt es generell erst seit den 1990ern eine zunehmend bedeutende Flusspopulation, die sich auch an der Mittelsauer schnell ausgebreitet hat. Im untersuchten Abschnitt gab es 1996 erstmalig eine Brutzeitbeobachtung bei Steinheim (Heidt et al. 2002). Danach betreffen die Meldungen von dort zunehmend die Brutperiode. Die Zahl der Orte, an denen die Art festgestellt wird, nimmt gleichzeitig zu (LuxOr-Datenbank). An Hand der Verteilung schätze ich, dass um das Jahr 2000 die Brutpopulation bei gut 20 Paaren lag (4-6 Paare im Raum Rosport, 4 Paare im Raum Steinheim, 2 Paare zwischen Steinheim und Echternach, 6-8 Paare im Raum Echternach, 2-3 Paare im Raum Weilerbach, 1-2 Paare bei Bollendorf und 1-2 Paare bei Grundhof). Diese Größenordnung entspräche in etwa dem Ergebnis der Brutzeiterhebungen von 2008 und 2009, und man könnte daraus ableiten, dass der Rückgang zwischen beiden Jahren durch den strengen Winter 2008/09 bedingt war. Die Zahlen lassen gleichzeitig aber auch eine Stagnation der Ausbreitung im Großraum Echternach vermuten.

Der **Haubentaucher** wird von Melchior et al. (1987) als Brutvogel nur in Remerschen erwähnt. Die Beobachtungen aus dem hier untersuchten Gebiet in der LuxOr-Datenbank stammen fast alle vom Stausee aus Rosport, und sie liegen bis 1996 immer außerhalb der Brutzeit der Art. Sie sind wohl im Zusammenhang mit dem Brutpaar am Echternacher See zu sehen, das dort von 1992 bis 1996 anwesend war (Konter 2004). Im August 1996 wird dann aus Rosport ein Paar mit fünf Jungen gemeldet, ohne Angabe des Brutortes (Heidt et al. 2002). Bis 2007 erfolgen weitere Feststellungen außerhalb der Brutzeit, dann werden im September 2007 zwei Altvögel mit drei Juvenilen und im Juli 2008 ein Paar mit zwei Jungen gesehen (Konter 2009). Es scheint, als habe sich der Haubentaucher in Rosport fest mit einem Paar etabliert.

- Entenvögel Anatidae

Historisch gelang die erste Wildbrut des **Höckerschwans** in Luxemburg erst 1980, und bis Mitte der 1980er gab es keine Brutpopulation an der Sauer. Man ging insgesamt von einer Brutpopulation von 4-5 Paaren für Luxemburg aus, die sich auf die Moselgegend und den Echternacher See verteilte (Melchior et al. 1987). Aus dem März 1955 liegt eine erste Meldung eines Höckerschwans aus Weilerbach vor. Danach wird erst wieder 1971 ein Exemplar aus dem Untersuchungsgebiet gemeldet. Erst ab der 1980er Jahre fangen die Meldungen an sich zu mehren. Sie betreffen aber vor allem die Wintermonate (81%), in denen gelegentlich 10 bis 20 Exemplare in Rosport gesichtet werden. 1988 werden erstmals Jungtiere gemeldet (Rosport und Steinheim). Bis 1996 scheinen Rosport und Steinheim die einzigen Brutorte zu sein, wobei die Anzahl der Paare in Rosport unklar bleibt. 1996 werden eine weitere Brut aus Echternach (Bahnhof) und ein Sommerpaar aus Grundhof gemeldet. Danach erfolgen nur noch sporadische Feststellungen, oft von größeren Ansammlungen (LuxOr-Datenbank), wohl auch weil die Meldefreudigkeit der Beobachter abnahm. Außerhalb der Brutzeit gab es so 1989 eine Ansammlung von 30 Exemplaren bei Rosport. Zwischen Dillingen und Rosport werden Brutvorkommen lediglich aus Steinheim (1988-1990) angegeben (Heidt et al. 2002). Später werden zusätzlich aus Rosport (1989, 1997) und Grundhof (1996) Vorkommen zur Brutzeit gemeldet. Um das Jahr 2000 könnte die Brutpopulation sich auf etwa 6-8 Paare belaufen haben, die sich auf Rosport, Steinheim, Echternach, Bollendorf-Pont und Grundhof verteilten. Diese Zahl entspräche in etwa dem heutigen Stand.

Die **Nilgans** tritt erst seit 1998 vermehrt in Luxemburg auf. Erfolgreiche Brutnachweise ließen bis 2007 auf sich warten. Dann waren es aber gleich vier, davon einer am Echternacher See (Konter & Lorgé 2009). Das Auftreten der Art direkt an der Sauer selbst ist ein sehr rezentes Phänomen. Die hohe Zahl von sechs Revierpaaren im Frühjahr 2009, von denen mindestens

zwei erfolgreich brüteten, zeugt denn auch von der rasanten Ausbreitung der territorialen Nilgans in Luxemburg.

Die **Stockente** ist historisch in Luxemburg flächendeckend gut vertreten (Melchior et al. 1987). Als überwiegender Stand- und Strichvogel in Westeuropa, der im Gebiet ausharrt, solange die Gewässer eisfrei bleiben (Glutz et al. 2001), ist die Art ganzjährig hierzulande anzutreffen. Diese Aussagen treffen auch für das untersuchte Gebiet zu.

Das Brutgebiet der **Reiherente** reicht in Folge seiner Ausdehnung in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts bis an Luxemburg heran (Glutz et al. 2001). 1988 gelang der erste Brutnachweis der Art in Luxemburg und seither scheint die Art regelmäßig, aber nur in Remerschen mit 1-3 Paaren zu brüten (Heidt et al. 2002). In Europa liegen ihre wichtigsten Überwinterungsgebiete nördlicher als bei der Tafelente (Glutz et al. 2001). Die Reiherente wurde im hier untersuchten Raum ausschließlich vom Stausee aus Rosport gemeldet, dies regelmäßig seit den 1980er Jahren. Die Maximalzahl der in den einzelnen Jahren festgestellten Exemplare lag in der Regel unter 10. Die meisten Beobachtungen lagen in den Herbst- und Wintermonaten. Nur zweimal (1970, 1987) wurde die Art zur Brutzeit angetroffen. Da keine Reiherenten bei unseren Erhebungen erfasst wurden, könnte man auf einen Rückgang der Winterpopulation schließen. Es scheint aber, als würden die Vögel in den Wintermonaten mehr oder weniger regelmäßig einen zeitlich befristeten Standortwechsel vornehmen, z. B. zwischen dem Echternacher See und dem Stau in Rosport (pers. Beobachtungen), denn am 25. Januar 2009 waren in Rosport 10 Reiherenten anwesend.

Die **Tafelente** wird weder in Luxemburg noch in den direkten Nachbarregionen als Brutvogel geführt (Melchior et al. 1987, Glutz et al. 2001). Sieht man von seltenen Beobachtungen einzelner Exemplare ab, so stammen bei der Tafelente praktisch alle Feststellungen im untersuchten Gebiet vom Stau aus Rosport. Die Art wurde von hier ab den 1980er Jahren regelmäßig, aber nur in den Monaten von Oktober bis März, gemeldet und wurde während der Brutzeit nicht angetroffen. Die Maximalzahlen schwanken stark und deuten seit Ende der 1990er Jahre auf eine vielleicht leicht abnehmende Tendenz hin (LuxOr-Datenbank). Laut Heidt et al. (2002) galt die Tafelente im Zeitraum 1985-1997 als regelmäßiger Durchzügler und vielleicht auch Wintergast in Rosport, mit Höchstvorkommen in einzelnen Jahren von 40-50 Exemplaren. Wie bei der Reiherente könnten auch der Tafelente im Winter gelegentlich kurze Flüge zu befristeten Standortwechseln führen, z. B. auch wieder zwischen dem Echternacher See und dem Stau in Rosport (pers. Beobachtungen). War die Art bei der Januarerhebung 2009 nur schwach vertreten, so wurden schon am 25. Januar 2009 in Rosport 13 und am 31. Januar 2009 sogar 23 Exemplare gezählt. Im Vergleich zu den Vorkommen der 1990er Jahre ergibt das zwar noch immer einen Rückgang. Die Zahlen deuten aber auf eine Stabilisierung auf niedrigerem Niveau im 21. Jahrhundert hin.

Da **Gänsesäger** nicht mehr in der Umgebung von Luxemburg brüten (Glutz et al. 2001), stammen unsere Wintervorkommen aus nördlicheren Gebieten. Beim der Art gab es generell außerhalb des Moseltals vor 1995 kaum Feststellungen in Luxemburg. Erst danach erscheinen im Winter regelmäßig Exemplare an der Sauer. Schon 1996 wurden 16 Exemplare bei Steinheim und 1997 12 Exemplare in Echternach gezählt (Heidt et al. 2002). Mit einer Ausnahme (06.04.2006) beziehen sich alle Vorkommen in unserem Gebiet auf die Zeit zwischen dem 02.12. und dem 28.03.. Die jährlichen Zahlen schwanken stark, was wohl auch mit der Scheu der Art zu tun hat, die oft schon bei geringen Störungen schnell den Ort wechselt. Die Winterbedingungen in unserer Region und weiter nördlich werden wohl die Zahlen der in den einzelnen Jahren hier überwinternden oder auch nur kurzzeitig verweilenden Gänsesäger beeinflussen. Im Vergleich zu den Daten der LuxOr-Datenbank erscheint die Zahl von 54 Exemplaren (Januarerhebung 2009) dennoch sehr hoch, selbst wenn man berücksichtigt, dass das eine oder andere Tier vielleicht doppelt erfasst wurde.

- Rallen Rallidae

Die Teichhühner sind wie die Blässhühner Brutvögel der Verlandungszone an stehenden oder langsam fließenden Gewässern. Teichhühner sind dabei weniger auf *Phragmites*- oder *Typhabestände* angewiesen (Glutz et al. 2001).

In den 1980ern erreichten die **Teichhühner** an der Sauer gebietsweise Dichten von 1-2 BP/km (Melchior et al. 1987). Die Angaben der LuxOr-Datenbank ließen darauf schließen, dass die Art

im Untersuchungsgebiet schon lange sowohl zur Brutzeit wie auch im Winter eher gut vertreten war. So wurden im August 1969 z.B. 20-25 Ex. allein zwischen Weilerbach und Bollendorf festgestellt. Die Meldungen wiesen aber insgesamt viele Lücken auf, wodurch sich kein eindeutiger Aufschluss über die Größe der Brutpopulation ergab. Nur sporadisch wurden Bruten gemeldet. Zusammen mit den Feststellungen von adulten Individuen zur Sommerzeit ergab sich aber eine fast flächendeckende Präsenz der Art. Vorsichtig und grob geschätzt könnte auf dieser Basis der Bestand im Untersuchungsgebiet über die letzten 15 Jahre 10-20 BP betragen haben. Dies würde auf einen leichten Rückgang der Brutpopulation im Jahr 2008 schließen lassen. Dass im Jahr 2009 noch einmal weniger Reviere gefunden wurden, könnte darauf zurück zu führen sein, dass der Mai voll in der Hauptbrutperiode des Teichhuhns liegt und somit gut versteckte Gelege mit ihren Brutvögeln nicht gefunden wurden. Die Winterpopulation dürfte, durch Zuzug bedingt, größer sein als die Brutpopulation, wobei harte Winter den Bestand auf Jahre stark reduzieren können (Melchior et al. 1987). Vom Spätherbst und Winter enthielt die LuxOr-Datenbank vor allem Meldungen aus Rosport und Echternach, wo bis zum Jahr 2000 ein jährliches Maximum von je 10 Ex. festgestellt wurde. In den Wintern 2004/05 und 2005/06 wurden dann in Rosport sogar maximal 18 und 22 Ex. gezählt. Die 12 Exemplare, die bei der Januarerhebung 2009 insgesamt gezählt wurden, wären unterhalb dieser Größenordnung und sind auch nicht in Einklang mit einem durch Zuzug und Bruterfolg erhöhten Winterbestand zu bringen.

Laut Brutatlas (Melchior et al. 1987) brütet das **Blässhuhn** nicht an der Sauer im Raum Echternach, da hier die dichte Ufervegetation, besonders in Form von dichtem Schilf, fehlt. Auch sonst ist die Art im Sommer eher selten. Die Daten der LuxOr-Datenbank wiesen aber auf Brutversuche in Steinheim (2003) und Rosport (1975, 1986, 1996 und 2005) hin. Hier entspricht das Habitat wohl am ehesten den Ansprüchen der Art, so dass vielleicht unregelmäßig Bruten erfolgten. Im Winter kam die Art in hohen Zahlen vor, vor allem in Rosport, wo jährlich seit 1979 maximal zwischen 10 und 33 Ex. gezählt wurden. Seit Ende der 1980er Jahre wurden aber nie mehr als 16 Tiere dort gesichtet, was auf einen leicht rückläufigen Trend schließen lässt. Jedenfalls dürfte der normale Winterbestand im Untersuchungsgebiet über dem der Wintererhebung 2009 liegen.

- Andere Arten

In Luxemburg galt der **Eisvogel** als unregelmäßig verbreiteter Brutvogel, dessen Bestand 1965 auf etwa 65–90 Paare geschätzt wurde (Schmitt 1966). Später wurden die Vorkommen offenbar spärlicher. Der Brutvogelatlas (Melchior et al. 1987) berichtete von einer Konzentration von gesicherten Brutnachweisen des Eisvogels an der Mittel- und Untersauer, auch im Raum Grundhof (Schwarze und Weiße Ernz) und bei Rosport. Aus dem Zeitraum 1985-1997 liegen zahlreiche Meldungen von Einzelexemplaren an der Sauer vor (Heidt et al. 2002). Die Art ist Stand-, Strich- und Zugvogel mit abnehmender Wanderneigung von Ost nach West und Nord nach Süd (Glutz et al. 2001). Die luxemburgische Population scheint überwiegend im Land zu überwintern (Melchior et al. 1987). Im Untersuchungsgebiet erfolgten Feststellungen des **Eisvogels** seit 1965 regelmäßig aus Rosport, wo er wohl unterhalb des Stauwehrs brütet. Nur sporadisch wird er von anderen Stellen des Untersuchungsgebiets gemeldet, so ab 1977 aus Echternach, ab 1991 aus Steinheim und ab 1992 aus Dillingen. Zwei Drittel der Meldungen stammen aus den Wintermonaten. Im Sommer werden maximal 3, im Winter maximal 4 (sieht man von den 7 Exemplaren 2003/04 ab) Exemplare gemeldet (LuxOr-Datenbank). An Hand der Verteilung der Meldungen lässt sich ein Brutbestand von vielleicht 3-5 Paaren ableiten, der augenscheinlich dem strengen Winter 2008/09 einen hohen Tribut zollen musste.

Die **Wasseramsel** galt in Luxemburg als verbreitet und ziemlich häufig, vor allem in den tief eingeschnittenen Tälern des Ösling, aber auch an der Sauer und an deren kleineren Zuflüssen, mit relativ klarem, teils schnell fließendem Wasser und felsigen Ufern aus Devon-Schiefer, Luxemburger Sandstein oder Muschelkalk. Der Landesbestand wurde von J. Weiss (briefl. in Glutz et al. 2001) als ziemlich stabil eingeschätzt und für die 1970er mit etwa 230 Paaren angegeben. Die Wasseramseln Mitteleuropas finden während des ganzen Jahres offene Fließgewässer mit ausreichend Nahrungsangebot und sind deshalb Stand- und Strichvögel, die in der Regel nur sehr begrenzte Wanderungen durchführen. Der Brutvogelatlas gibt keine gesicherten Bruten für den Raum Echternach an (Melchior et al. 1987). Laut LuxOr-Datenbank wurde die Wasseramsel aber schon 1943 brütend in Grundhof festgestellt. Danach erfolgten bis 1967 keine Meldungen

mehr aus dem Untersuchungsgebiet. Die jährlich festgestellten Zahlen blieben niedrig und die Art wurde öfter im Winter als im Sommer gemeldet. Nur im Winter 2003/04 wurden mit insgesamt 11 Exemplaren auf das ganze Untersuchungsgebiet verteilt fast flächendeckend Waseramseln angetroffen. Auch wenn an den meisten Stellen keine regelmäßigen Beobachtungen erfolgten, so kann man annehmen dass zumindest in den 1990er und vielleicht auch noch Anfang der 2000er Jahre insgesamt 5-7 Reviere auf Steinheim, Echternach, Weilerbach, Grundhof und Dillingen verteilt, bestanden. Diese Reviere haben wahrscheinlich jeweils zu großen Teilen die einfließenden Bäche mit einbezogen. Das Zahlenmaterial der Jahre 2008 und 2009 lässt auf nur noch zwei Reviere schließen.

Der **Graureiher** ist Stand- und Strichvogel, meist aber Zugvogel (Glutz et al. 2001). Die Art wurde Anfang des 20. Jahrhunderts regelmäßig im Untersuchungsgebiet angetroffen. Von 1928 bis 1962 gab es dann keine Meldungen mehr. Ab 1972 wurden Graureiher wieder jährlich festgestellt (LuxOr-Datenbank). Zur Zeit des Atlasprojekts (Melchior et al. 1987) gab es in Luxemburg dennoch kaum Brutpaare. Regelmäßige Brutnachweise gelangen erst wieder ab 1990 (Weiss 1995). Auch in der Umgebung des Echternacher Sees gab es in den letzten 10 Jahren immer wieder kleine Brutkolonien. Im untersuchten Abschnitt der Sauer brüteten Graureiher, soweit bekannt ist, aber nicht. Im Winter konnten in den 1990er Jahren trotzdem größere lose Gruppen im Untersuchungsgebiet beobachtet werden, so etwa bei Rosport 19 Exemplare 1990 und 14 Exemplare 1994 (Heidt et al. 2002). Man kann davon ausgehen, dass längst nicht alle Feststellungen von Graureihern, besonders nach dem Jahr 2000, Eingang in die LuxOr Datenbank finden. Ein Vergleich des Zahlenmaterials erübrigt sich somit.

Die **Uferschwalbe** brütete im luxemburgischen Gutland an etwa 12 Stellen und hatte zwischen 1974–1981 einen Landesbestand in der Größenordnung von 200–600 BP. An den Flüssen wurde die Art nur an der Attert und an der Alzette brütend nachgewiesen (Glutz et al. 2001). Allerdings erwähnt die LuxOr-Datenbank 80 alte Nisthöhlen in einer Sandgrube bei Steinheim im Jahr 1926, Beleg für frühere Bruten im Raum Echternach. Danach gab es nur noch eine einzige Brutfeststellung von 10-20 Nestern (1988), wieder in Steinheim. Seit den 1970er Jahren wurden immer wieder jagenden Uferschwalben im Untersuchungsgebiet beobachtet, die wahrscheinlich zur nahen Kolonie am Enzerberg (D) gehörten (Heidt et al. 2002). Die Maximalzahlen für den Sauerabschnitt entlang von Echternach lagen jeweils bei 20-30 Tieren. Ab dem Jahr 2000 schienen die Zahlen rückläufig zu sein, und es wurden nur noch maximal 10 Ex. in der LuxOr-Datenbank erwähnt. Da es sich bei der Feststellung während unserer Erhebungen um eine Zufallsbeobachtung handelte, erübrigt sich der historische Vergleich.

Der **Flussuferläufer** ist als Brutvogel in West- und Mitteleuropa in Folge rascher Biotopveränderungen nur noch sehr lückenhaft verbreitet und oft unregelmäßig nachgewiesen (Glutz et al. 2001). Laut LuxOr-Datenbank wurde der Flussuferläufer im hier untersuchten Gebiet zwar relativ regelmäßig, aber immer nur mit wenigen Exemplaren gemeldet. Nur im Sommer 1964 wurde mit 29 Individuen eine größere Anzahl gemeldet. Ein Großteil der Meldungen betraf den Raum Rosport (58,2%). Dies war vor allem vor 1990 der Fall (64,1%); ab 1990 wurden nur noch 35% der Exemplare aus Rosport gemeldet. Auch lagen mit einer Ausnahme (1967/68) alle Feststellungen in den Sommermonaten. Die früheste Meldung war am 30.04.1983 (3 Ex., Steinheim). Aus dem Monat Mai gab es Feststellungen in den Jahren 1968 (1 Ex., Rosport), 1970 (4 Ex., Rosport), 1972 (1 Ex., Rosport), 1977 (1 Ex., Echternach), 1984 (1 Ex., Steinheim), 1989 (1 Ex., Echternach), 1994 (1 Ex., Rosport), 1996 (3 Ex., Echternach – 1 Ex., Weilerbach), 1999 (1 Ex., Rosport), 2000 (1 Ex., Steinheim) und 2005 (1 Ex., Echternach – 1 Ex., Weilerbach). Aus keinem Jahr liegt eine Meldung aus dem Monat Juni vor und die Julifeststellungen sind mit zwei Ausnahmen (1 Ex., 13.07.83 Steinheim - 1 Ex., 15.07.93 Rosport) alle aus der letzten Dekade des Monats. Im Vergleich zu früheren Daten erscheint die Zahl von acht Flussuferläufern, die im Mai 2009 gezählt wurden, dennoch hoch. Ob es sich hier noch um Durchzügler oder um Exemplare auf Brutgebietssuche handelte, konnte leider nicht ermittelt werden.

Diskussion

Vergleicht man die Daten aus den Erhebungen von 2008 und 2009 untereinander oder auch mit den Daten aus früheren Meldungen, dann lässt sich zunächst kein eindeutiger allgemeiner Trend erkennen. Immerhin scheint der Bau des Sauerstaus in Rosport im Jahr 1960 die Winteraufkommen der Gänse- und Entenarten, sowie auch die der Lappentaucher über eine lange Zeit positiv

beeinflusst zu haben. Die Winterbestände der nicht im Untersuchungsgebiet brütenden Vögel schwanken stark, sowohl von Jahr zu Jahr (Gänsesäger) als auch innerhalb einer Saison (Reiher- und Tafelente). Bei den Brutvögeln zeichnet sich vor allem bei Höckerschwan, Nilgans, Stockente und auch Haubentaucher eine positive Entwicklung ab. Die Verlierer der letzten Jahre könnten hingegen die kleineren Arten sein. Wahrscheinlich rückläufig ist die Zahl der Brutpaare bei Teichhuhn, Zwergtaucher, Wasserramsel und Eisvogel. Dem Blässhuhn dürfte das Habitat an der Sauer insgesamt nicht genügen, fehlen doch dichte Schilfbestände.

Zum einen könnte der lange Winter 2008/2009, in dem Teile der Sauer, besonders vom Stau in Rosport aufwärts, über mehrere Wochen hinweg zugefroren waren, bei verschiedenen Arten eine erhöhte Mortalität verursacht haben. Das Teichhuhn ist in Mitteleuropa ein fakultativer Kurzstreckenzieher, und Winterflucht ist selten (Glutz et al. 2001). Die Zwergtaucher verharren gerne das ganze Jahr im gleichen Revier oder ziehen nur über kurze Strecken, wenn ihre Brutgewässer zufrieren. Kälteopfer machen beim Eisvogel nach Morgan und Glue (1977 in Glutz et al. 2001) allgemein zwar nur etwa 3% der jährlichen Todesopfer aus, harte Winter könnten dennoch auch hier den Bestand zumindest kurzfristig stark dezimieren.

Zum anderen haben oft auch progressive Veränderungen in der Zusammensetzung der Prädatorenfauna einen Einfluss auf die Bestände verschiedener Arten. Wanderfalke (*Falco peregrinus*) und Uhu (*Bubo bubo*) haben sich wieder ganzjährig an der Sauer angesiedelt. Ob eingewanderte Säugetiere oder vom Menschen eingesetzte neue Fischarten ebenfalls die Zusammensetzung der Vogelwelt beeinflussten, ist bisher nicht untersucht.

Schließlich dürfte aber vor allem die Qualität des Habitats in den letzten Jahren stark gelitten und der anthropogene Druck zugenommen haben. Dies würde erklären, warum die größeren Arten, die sich besser an den Menschen angepasst haben, kaum beeinträchtigt sind, während die scheueren, kleineren Brutvögel darunter leiden. Die hohe anthropogene Präsenz während der Brutzeit in allen Bereichen des Untersuchungsgebietes könnte gleichfalls erklären weshalb bisher eine Brut des Flussuferläufers an der Sauer ausblieb, obwohl das Gebiet sehr wohl den Ansprüchen dieser Art entspricht. Der Flussuferläufer nutzt nämlich eine Vielzahl von Habitaten, etwa an Flüssen locker bewachsene Schotterbänke und gebüschreiche Ufer oder Habitate mit Übergang zu mehr oder minder geschlossenen Gehölzständen (Glutz et al. 2001).

Generell fällt auf, dass die menschliche Nutzung des Habitats entlang der Sauer in den letzten Jahrzehnten zu starken Veränderungen geführt hat, die allesamt eher negativ für die Vogelbestände bewertet werden müssen.

Ohne direkt ersichtlichen Grund und trotz des Erosionsrisikos bei Hochwasser ist an vielen Stellen die Ufervegetation entfernt, und damit Bruthabitat und Sichtschutz für Brutvögel zerstört worden. Auch an anderen Stellen wird, meist, Ufergebüsch gerodet. Ohne bis ins Wasser ragende Ufervegetation ist aber eine Brut des Zwergtauchers nicht möglich, und zusätzlich gehen mit den Ufersträuchern viele Sitzwarten für den Eisvogel verloren. In diesem Zusammenhang muss der starke Zusammenbruch der Zwergtaucher- und Teichhuhnpopulation von 2008 auf 2009 zwischen Rosport und Steinheim gesehen werden. Allerdings wurde hier die Ufervegetation im Zuge des Deutsch-Luxemburgischen Projektes « Ökologisch orientierter Hochwasserschutz an der Sauer im Bereich der Ortschaften Ralingen (D) und Steinheim (L) » (Pressemitteilung 2009) gerodet, um Überschwemmungen langfristig Einhalt zu gebieten, und es wird allgemein erwartet, dass sich nach Abschluss der Arbeiten das Gebiet sehr positiv für die Wasservögel entwickeln wird.

Eine maßgebliche Gefährdung besonders der Brutpopulationen einiger Arten dürfte vom stetig steigenden anthropogenem Freizeitdruck auf die Sauer ausgehen. Die Ansiedlung und Nutzung der Abschnitte direkt an den Campingplätzen durch viele Wasservogelarten wird weitgehend durch die sich im und am Wasser aufhaltende Menschen und deren Hunde verhindert. An anderen Stellen führen Wege zu dicht am Lauf der Sauer vorbei, so dass selbst Fußgänger und Radfahrer bei fehlendem Sichtschutz stark störend wirken; dies gilt natürlich auch für ornithologisch interessierte Mitbürger. Angler schlagen Schneisen in die Ufervegetation, die danach nicht nur ihnen, sondern auch anderen Menschen und Haustieren dort einen direkten Zugang zum Wasser verschaffen. Finden Angelwettbewerbe statt, so entstehen solche Schneisen in kurzen Abständen über lange Strecken. Während des Wettbewerbs erfolgt eine massive Störung der Vogelwelt, insbesondere der versteckt lebenden Arten, die über längere Zeit aus dem Gebiet vertrieben werden können. Weitaus negativer aber dürften die Folgen der Befahrung der Sauer

mit Kanus sein. Wie ein endloser Zug ziehen an schönen Frühlings-, Sommer- und selbst Herbsttagen die Boote vom frühen Morgen bis in den späten Nachmittag zwischen Dillingen und Echternach auf der Sauer. Hierbei handelt es sich nur in den seltensten Fällen um Kanusportler, die zügig vorbei paddeln. Die meisten Bootsinsassen sind „Gelegenheitssportler“, die entsprechend langsam und lärmend vorbeiziehen, und dabei öfter unterwegs in die Ufervegetation hineinfahren (pers. Beobachtungen). Dabei leidet nicht nur die Vegetation, unwissentlich können ebenfalls die schlecht zu sehenden Schwimmnester der Zwergtaucher im Wasser unter dem Ufergebüsch zerstört werden, oder im nahen Uferbereich brütende Vögel immer wieder von ihren Eiern vertrieben werden. Eisvögel können immer nur ganz kurze Zeit eine Warte nutzen bevor eine erneute Störung erfolgt. In Rosport üben Wasserski, Hundeübungen der Feuerwehr und Wochenend-Picknicks zusätzlichen Druck aus.

Angesichts der bestehenden Gefahren ist es bedauerlich, dass im Untersuchungsgebiet und generell an der Sauer meines Wissens bisher keine diesbezüglichen Untersuchungen angestrengt wurden und auch keine Aufklärung über die möglichen Konsequenzen der menschlichen Aktivitäten stattfindet. Dass andauernde Störungen bei Wasservögeln oft zu geringem Bruterfolg und sogar kompletter Brutaufgabe führen, belegen hingegen viele Studien (Blew 1995, Fecker 1983, Fecker et al. 1982, Hockin et al. 1992, Ingold et al. 1983, Reinicke 1989, Schorr 1989, ...). Am Beispiel des Zwergtauchers möchte ich das hier verdeutlichen. So ist in Bayern nur ein kleiner Teil der potenziellen Brutplätze von Zwergtauchern besiedelt, und Bezzel et al. (2005) sehen die Ursachen hierfür in Störungen durch Freizeitaktivitäten, insbesondere durch Angeln. Das gleiche gilt für das Saarland: Zwergtaucher nehmen geeignete Brutgewässer sehr schnell an, um schon bei geringen Veränderungen (Angeln, Baden und freilaufende Hunde) genauso schnell wieder zu verschwinden (Bos et al. 2005). Hölzinger (1987) führt den Rückgang der Zwergtaucherpopulation an den Altrheinen in Baden-Württemberg seit etwa 1968 in zunehmendem Maße auf deren Nutzung durch Paddler zurück. Seit 2000 führt der British Trust für Ornithology ein regelmäßiges Monitoring-Programm von Vogelbeständen an Fließgewässern durch. Dabei wurde schon im Jahr 2004 beim Zwergtaucher ein Rückgang der Populationen von 60% festgestellt (Marchant 2004). Selbst wenn die kleinen Lappentaucher angesichts fehlender Alternativen ein Gebiet nicht direkt aufgeben und im suboptimalen Habitat ausharren, so verlängern die Brutunterbrechungen die Brutzeit. Damit erhöht sich parallel das Risiko, dass starke Regenfälle, die auch im Sommer bei uns immer wieder vorkommen, die Nester wegschwemmen. Die Zahl der Ersatzgelege steigt, erfolgreiche Bruten werden seltener und verschieben sich immer zum Ende der Brutseason werden. Spät geschlüpfte Küken aber haben ein erhöhtes Sterberisiko im ersten Winter.

Die Dringlichkeit konkreter Studien im Untersuchungsgebiet ist nicht von der Hand zu weisen. Die vorliegende Arbeit leistet hierzu seinen ersten Beitrag und liefert präzise Vergleichsdaten für zukünftige Erhebungen am gleichen Sauerabschnitt. Nur wenn die Gefahren genau erkannt sind, können entsprechende Maßnahmen eingeleitet werden, die ein verträgliches Miteinander von Freizeit und Natur anstreben.

Danksagung

Ich bedanke mich herzlich bei den Teilnehmern an den Erhebungen, und besonders bei R. Peltzer, der die Rohdaten aus der LuxOr-Datenbank heraus suchte: ein Großteil dieser Daten stammt von den Mitarbeitern R. Schoos, M. Delleré und L. van den Homberg. Großen Dank auch an J. Weiss und P. Lorgé, deren konstruktive Kritik an einer ersten Version des Artikels zur Verbesserung des hier publizierten Artikels beitrug.

Literatur

- Bezzel E., I. Geiersberger, G. von Lossow & R. Pfeifer (2005): Brutvögel in Bayern - Verbreitung 1996 bis 1999. Ulmer Verlag.
- Blew J. (1995): Auswirkungen der winterlichen Befahrensregeln auf Wasservögel am Dümmer und Steinhuder Meer. Manuskript / Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Staatliche Vogelschutzwarte.
- Bos J., M. Buchheit, M. Austgen & O. Elle (compilers) (2005): Atlas der Brutvögel des Saarlandes. Ornithologischer Beobachtungstering Saar (Ed.)

- Fecker J. (1983): Untersuchungen über die Störwirkungen des Freizeitverkehrs auf Fischreiher (*Ardea cinerea*), Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) und einige Entenarten (Anatidae) an verschiedenen Gewässern Südniedersachsens. Diplomarbeit TU Braunschweig.
- Fecker J., N. Velten & K. Wagenführer (1982): Auswirkungen des Freizeitverkehrs und der kommerziellen Nutzung des Steinhuder Meeres auf die Wasservögel in den Naturschutzgebieten am Ost- und Westufer. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Hannover.
- Glutz von Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel (1966-1998): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1-14. Aula-Verlag GmbH. - Lizenzausgabe eBook (2001), Vogelzug Verlag im Humanitas Buchversand, Wiebelsheim
- Heidt C., A. Konter, P. Lorgé & J. Weiss (2002): Tätigkeitsbericht 1985-1997 der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie. Regulus WB 19:1-86.
- Hockin D., M. Ounsted, M. Gorman, D. Hill, V. Keller & M. A. Barker (1992): Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. Journal of Environmental Management 36: 253-286.
- Hölzinger J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Ingold P., S. Kappeler & B. Lehner (1983): Zum Problem der Gefährdung der Vogelbestände an unseren Gewässern durch Erholung suchende Menschen - Der Einfluß der Spaziergänger, Fischer und Bootsfahrer auf das Brutgeschehen der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) am Großen Moossee. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern 40: 57-61.
- Konter A. (2004): The Great Crested Grebe in Luxembourg. Regulus WB 20: 8-18.
- Konter A. (2009): Erster Brutnachweis des Haubentauchers *Podiceps cristatus* an der Sauer. Regulus WB 24: 61-62.
- Konter A. & P. Lorgé (2009): Vorkommen und Brut von Kanada- *Branta canadensis* (Linné 1758) und Nilgans *Alopochen aegyptiaca* (Linné 1766) in Luxemburg. Regulus WB 24: 49-54.
- Marchant J. (2004): Monitoring Waterways Birds (and Mammals). Bird Populations 8: 156-159.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. Lëtzebuurger Natur- a Vulleschützliga.
- Proess R., T. Keller & P. Lorgé (2009): Der Kormoran *Phalacrocorax carbo sinensis* in Luxemburg. Regulus WB 24: 1-21.
- Pressemitteilung (2009): Ökologisch orientierter Hochwasserschutz an der Sauer im Bereich der Ortschaften Ralingen (D) und Steinheim (L). Innenministerium des Großherzogtums Luxemburg, SGD Nord - RS WAB Trier, Verbandsgemeinde Trier-Land, Gemeinde Rosport.
- Reinicke T. (1989): Störungsökologische Untersuchungen an rastenden und überwinternden Wasservögeln auf dem Steinhuder Meer im Winter 1988/89. Diplomarbeit.
- Schmitt R. (1966): Über das Vorkommen und den Bestand des Eisvogels, *Alcedo atthis*, in Luxemburg. Regulus 8: 295.
- Schorr M. (1989): Auswirkungen der Angel- und Wassersportaktivitäten auf den Brutbestand ausgewählter Wasservogelarten am Laacher See. Begleituntersuchung im Auftrag der Bezirksregierung Koblenz.
- Weiss J. (1995): Zum Wiederauftreten des Graureihers (*Ardea cinerea*) als Brutvogel in Luxemburg. Regulus WB 15:1-13.

Tabelle 1: Resultate der Wasservogelzählungen in 2008 und 2009
(n.c. = nicht gezählt)

Art	Juni 2008		Mai 2009		Januar 2009
	Reviere / Paare	Anzahl	Reviere / Paare	Anzahl	Anzahl
Haubentaucher	1-2	3	1	2	0
Zwergtaucher	22-25	31	19-20	31	32
Höckerschwan	6-8	12	5-7	10	24
Nilgans		0	6	12	0
Stockente		219		n.c.	312
Reiherente		0		0	0
Tafelente		0		0	3
Gänsesäger		0		0	54
Teichhuhn	6-10	14	4	5	12
Blässhuhn		0		0	3
Kormoran		1		0	12
Graureiher		2		7	3
Flussuferläufer		0		8	0
Wasseramsel		0	1	1	4
Eisvogel		0		0	0
Uferschwalben		0		2	0

Tabelle 2: Verteilung der Reviere der Brutvögel nach Sauerabschnitten
in 2008 und 2009 (Basis: Brutzeiterhebungen)

Abschnitt	Zwergtaucher		Teichhuhn		Höckerschwan		Wasseramsel	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009
Rosport-Steinheim	11-13	5	3-6	2-3	4-5	2	0	0
Steinheim-Echternach ¹	2	5	0	0	0	2	0	0
Ort Echternach	3	3	2-3	2	1-2	1-2	0	0
Echternach-Weilerbach	2-3	3	1	1	1	0	0	1
Weilerbach-Bollendorf	3-4	3	0	0	0	1-2	0	0
Bollendorf-Grundhof	0	1	0	0	0	0	0	0
Grundhof-Dilingen	1	1	0	0	0	0	0	0
Total	22-26	21	5-9	4-5	5-7	6-8	0	1

¹ in 2008 nur zu maximal 20% untersucht

Tabelle 3: Auswertung der LuxOr-Datenbank - Anzahl der gemeldeten Wasservögel nach Arten unterteilt (Sommer - Winter)

Year	P.cris. ²	T.ruf. ²	C.olor ²	A.aeg. ¹	A.ful. ³	A.fer. ³	M.mer. ¹	C.cin. ²	A.att. ²	A.cin. ¹	A.hyp ¹ .	F.atra ²	G.chl. ²
1957-58											2-0		
1959-60									1-0		1-0		
1963-64										0-16			
1964-65									0-2		29-0		0-1
1965-66									2-2				
1966-67								0-1	0-1				
1967-68		0-12						0-1	0-3	0-18	0-1	0-4	0-7
1968-69		0-3			0-4			2-1	0-1	3-8	4-0		5-0
1969-70						0-1		4-1	2-0		1-2	0-15	30-10
1970-71					1-0			0-2	0-1		4-0		5-1
1971-72	0-1		0-1					3-0		2-6	5-0		8-4
1972-73									2-1	0-5	2-0		4-8
1973-74									1-1	2-9		0-2	2-3
1974-75					0-1	0-1		2-0	1-1	1-0	1-0		0-10
1975-76						0-1			2-2	0-4	1-0	1-8	10-6
1976-77									0-1	1-6		0-5	2-1
1977-78									3-1	0-5	6-0		
1978-79						0-4		0-2	0-1	0-2		0-33	
1979-80	1-1					0-2		0-1	1-0	2-12		0-15	
1980-81					0-1	0-4				1-2	1-0	0-18	
1981-82			0-5			0-68		0-2	0-1	0-3		0-25	
1982-83		0-5			0-1	0-10		1-0		2-30		0-1	2-6
1983-84		1-12	0-3		0-1	0-1		0-3	0-1	0-9	5-0	0-15	1-0
1984-85		0-4						0-2	1-2	2-2	1-0	0-13	2-0
1985-86			0-11		0-7	0-23		1-1		0-13	2-0	0-20	1-1
1986-87			9-12			0-25		3-1		1-8	1-0	1-9	6-8
1987-88	0-1		0-10		3-7	0-50			1-0	2-4		1-4	5-2
1988-89			4-25		0-7	0-31			0-1	2-11	3-0	0-7	0-1
1989-90			5-21		0-2	0-30			0-1	2-20	1-0	0-4	13-7
1990-91			0-8		0-5	0-31			2-1	0-13		0-9	2-5
1991-92	0-1		4-13		0-11	0-40		1-2	0-4	0-20		0-9	1-8
1992-93		0-1	1-7		0-8	0-43			2-1	4-23		0-10	0-6
1993-94		0-6	4-8		0-2	0-24			0-2	0-2	1-0	0-7	1-5

Tabelle 3: Auswertung der LuxOr-Datenbank - Anzahl der gemeldeten Wasservögel nach Arten unterteilt (Sommer - Winter)

Year	P.cris. ²	T.ruf. ²	C.olor ²	A.aeg. ¹	A.ful. ³	A.fer. ³	M.mer. ¹	C.cin. ²	A.att. ²	A.cin. ¹	A.hyp. ¹	F.atra ²	G.chl. ²
1994-95		0-12	1-2			0-22			0-1	13-29	1-0	0-8	1-4
1995-96	0-3	0-15	0-12		0-7	0-40	0-37	0-4	0-3	5-18		0-16	0-5
1996-97	7-5	1-12	7-2			0-26	0-133	2-2	1-0	9-0	9-0	5-12	6-2
1997-98	0-2	0-8	0-15		0-1	0-37	0-33	1-1	1-0	1-11		0-14	
1998-99	0-1	0-2	5-6		0-3	0-19	0-3		2-0	8-4	3-0	0-10	0-1
1999-00		0-14	4-12		0-4	0-29	0-36		0-1	4-21	1-0	0-3	0-1
2000-01		3-14	2-8		0-4	0-21	0-28	0-2	3-4	2-1	1-0	0-5	0-2
2001-02		0-38	0-3			0-13	0-23	0-3	0-2	0-1			0-3
2002-03	0-1	2-27	2-7		0-6	0-10	0-72	0-4	1-1	2-0		1-5	2-9
2003-04	0-1	0-52	0-2		0-6	0-21	0-54	2-11	1-7	0-3	1-0	1-10	8-29
2004-05	0-1	7-43	0-8	0-2	0-6	0-10	0-35	1-4	0-4	0-4	1-0	2-5	6-28
2005-06		8-42	2-5		0-7	0-20	0-90	2-1	2-2	3-0	1-0	0-1	2-25
2006-07		10-53	0-7		0-3	0-19	1-32	1-6	1-4	3-3		0-5	0-19
2007-08	5-2	15-61			0-5	0-10	0-33	0-6	1-3			0-5	0-2
2008-09	4-1	17-30		0-6	0-1	0-3	0-5	1-0	3-1		1-0		
Total	17-21	64-467	50-213	0-8	4-110	0-658	1-614	27-64	37-65	77-297	90-1	12-332	125-230

¹ Alle gemeldeten Exemplare addiert

² Vermeidung von Doppelzählungen

³ Maxima für die Perioden

Arten:

P.cris. = Haubentaucher,

T.ruf. = Zwergtaucher,

C.olor = Höckerschwan,

A.aeg. = Nilgans,

A.ful. = Reiherente,

A.fer. = Tafelente,

M.mer. = Gänsesäger,

A.att. = Eisvogel,

C.cin. = Wasseramsel,

A.cin. = Graureiher,

A.hyp. = Flusssuferläufer

Die Vögel des Stadtparks Luxemburg

Bestandsaufnahmen der Jahre 1961 und 2002

François Muller, Emile Mentgen, Patric Lorgé Invlp@luxnatur.lu

Zusammenfassung: Nachdem René Schmitt (†) 1964 eine Bestandsaufnahme der Vögel des Stadtparks veröffentlicht hatte, wurde diese Arbeit rund 40 Jahre später von seinen Freunden Franz Muller und Emile Mentgen erneut angegangen. Die Bestandsaufnahme im Jahr 2002 erbrachte 30 Brutvogelarten und zwischen 434 und 474 Brutvogelpaare. Die Methodik wird detailliert beschrieben und die Resultate werden diskutiert. Häufigste Vogelarten im Jahr 2002 waren Amsel *Turdus merula*, Buchfink *Fringilla coelebs*, Star *Sturnus vulgaris*, Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla* und Zaunkönig *Troglodytes troglodytes*. Der früher häufige Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* konnte nicht mehr als Brutvogel festgestellt werden. Neuangetroffene Arten sind u.a. Türkentaube *Streptopelia decaocto* und Wachholderdrossel *Turdus pilaris*.

Résumé: Les oiseaux du Parc de la Ville de Luxembourg.

René Schmitt (†) avait publié en 1964 une brochure sur les oiseaux du Parc de la Ville de Luxembourg. Quelque 40 années plus tard, ses amis Franz Muller et Emile Mentgen ont reconduit cette étude. Le recensement de 2002 a révélé 30 espèces nicheuses et une population totale de 434 à 474 couples d'oiseaux. La méthodologie est expliquée dans cet article et les résultats sont discutés. Les cinq espèces les plus fréquentes étaient en 2002 Merle noir *Turdus merula*, Pinson des arbres *Fringilla coelebs*, Étourneau sansonnet *Sturnus vulgaris*, Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla* et Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes*. Jadis commun, le Rouge-queue à front blanc *Phoenicurus phoenicurus* n'y est plus recensé, tandis que la Tourterelle turque *Streptopelia decaocto* et la Grive litorne *Turdus pilaris* ont entre temps colonisé le parc.

Summary: The birds of the City Park of Luxembourg

40 years after René Schmitt's (†) publication of his inventory of birds of the City Park in 1964, his friends Franz Muller and Emile Mentgen again performed an inventory in 2002. They recorded 30 breeding bird species and between 434 and 474 breeding pairs. The methods employed are described in detail and the results are discussed. The most common birds in 2002 were Blackbird *Turdus merula*, Chaffinch *Fringilla coelebs*, European Starling *Sturnus vulgaris*, Blackcap *Sylvia atricapilla* and Winter Wren *Troglodytes troglodytes*. The formerly common Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus* was no longer recorded. New species recorded were Eurasian Collared Dove *Streptopelia decaocto* and Fieldfare *Turdus pilaris*.

1. Einleitung

Die letzte Bestandsaufnahme der Brutvögel im Stadtpark Luxemburg wurde 1961 von René Schmitt durchgeführt und in der von der Luxemburger Liga für Vogelkunde und Vogelschutz – Sektion Luxemburg-Stadt im Jahr 1964 veröffentlichten Broschüre „Die Vögel des Luxemburger Stadtparks heute und früher“ vorgestellt. Anreiz und Zweck seiner Bestandsaufnahme war es nach eigener Aussage „einen Vergleich zu ziehen zwischen den ersten und bis 1960 letzten Berichten von 1906 (Ernest Feltgen), 1909 und 1911 (beide von Xavier Brasseur) über die Brutvogelwelt im Stadtpark“.

Gleichzeitig vermerkt René Schmitt 1964, Jahr der Veröffentlichung seiner Ergebnisse: „Zudem sah der Park im Jahre 1961 einer Auslichtung und Verjüngung entgegen, deren Auswirkungen

auf die Vogelwelt, unter Zugrundelegen der vorliegenden Bestandsstudie, nachzuprüfen sein werden".

Dieser Hinweis und wohl auch Wunsch von René Schmitt bewog Emile Mentgen und Franz Müller, seine Freunde und langjährigen Mitarbeiter bei Vogelbestandsstudien, sowie die Junior-Gruppe der LNVL-Sektion Luxemburg-Stadt im Jahr 2002, also rund 40 Jahre später, eine erneute Bestandsaufnahme der Brutvögel im Stadtpark Luxemburg durchzuführen.

2. Das untersuchte Parkgebiet

2.1. Größe des untersuchten Gebiets

Die Gesamtfläche des 2002 untersuchten Parkgebiets (Parkteile A bis D) betrug 19,01 ha. Ausgeklammert wurde, im Unterschied zu 1961, Teil P (2,87 ha) mit dem Altenheim der Stiftung Pescatore, den dazu gehörenden Grünflächen und der Parkanlage.

Nach 1961 wurde das Altenheim bedeutend vergrößert. Ein beachtlicher Teil des Baum- und Strauchbestands verschwand, und die Vogelpopulation sank quantitativ und qualitativ deutlich, so dass dieser Teil im Jahr 2002 nicht berücksichtigt wurde. Ein Vergleich der Gesamtergebnisse von 2002 mit denen von 1961 lässt aber immer noch aussagekräftige Schlüsse zu, zumal R. Schmitt seine Resultate nach Gebieten aufgeschlüsselt hatte.

2.2. Beschreibung des untersuchten Parkgebiets

Wie René Schmitt andeutete, sah der Stadtpark Ende 1961 einer Auslichtung und Verjüngung entgegen. Doch in den folgenden Jahren und Jahrzehnten fanden noch umfangreichere und tiefer greifende Veränderungen im Park und in dessen direkten Umgebung statt. Auch sie blieben selbstverständlich nicht ohne Auswirkung auf den Brutvogelbestand des Stadtparks und erklären wohl auch, weshalb in der Folgezeit einzelne Vogelarten in ihrem Bestand (teilweise auffallend) zurückgingen oder verschwanden, während andere Arten zunahmen oder neu in der Bestandsliste auftauchen.

2.3. Veränderungen im eigentlichen Parkgebiet selbst

2.3.1. Veränderung am Baum- und Strauchbestand

In den Jahren zwischen 1980 und 2000 fielen zirka 150 stattliche Ulmen *Ulmus sp.* der Ulmenkrankheit zum Opfer und mussten gefällt werden. Im Rahmen der Sicherheitsmaßnahmen sind mittlerweile etliche Strauchbepflanzungen zwischen den Spazierwegen und der öffentlichen Straße stark durchforstet resp. gerodet worden.

2.3.2. Sonstige Veränderungen

Einige Bereiche des Stadtparks wurden teilweise erneuert oder sogar umgestaltet, so z.B. die Anlagen am Amaliendenkmal ("Schwarz Prinzessin") mit größerer Springbrunnenanlage im Parkteil C, oder die Anlage eines Teichs mit Springbrunnen und kleinem Wasserfall im Parkteil A. Ein Großteil der Wege wurde asphaltiert und eine intensive Beleuchtung sollte die Sicherheit der Benutzer erhöhen.

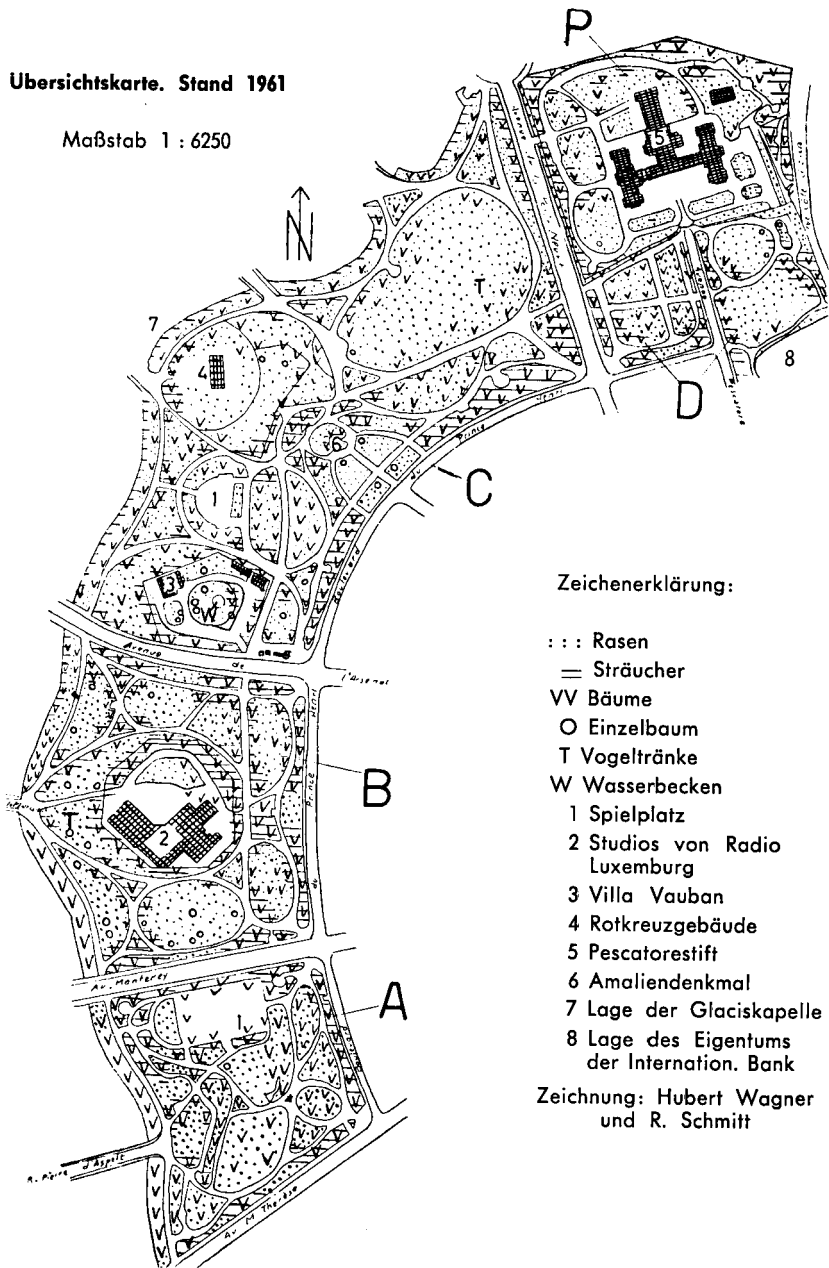
2.3.3. Vogelschützerische Maßnahmen

Wurde 1961 die Vogelfütterung durch die Stadtgärtnerei noch mit sechs so genannten Hessischen Futterhäusern und einer Bodenfütterung an mehreren Stellen durchgeführt, so konnten im Winter 2002 nur noch sporadische Fütterungen festgestellt werden.

Auch die Zahl der Bruthilfen ging von 144 im Jahr 1961 auf etwa 75 Nisthöhlen aus Holzbeton im Jahr 2002 zurück. Vogeltränken standen im Jahr 1961 im Parkteil B und C und je ein größeres Wasserbecken bei der Villa Vauban und zwei Anstößern des Parks. 2002 wurde im Teil A ein neuer Teich angelegt.

Übersichtskarte. Stand 1961

Maßstab 1 : 6250



Zeichenerklärung:

- ::: Rasen
- = Sträucher
- VV Bäume
- O Einzelbaum
- T Vogeltränke
- W Wasserbecken
- 1 Spielplatz
- 2 Studios von Radio
Luxemburg
- 3 Villa Vauban
- 4 Rotkreuzgebäude
- 5 Pescatorestift
- 6 Amalienkmal
- 7 Lage der Glaciskapelle
- 8 Lage des Eigentums
der Internation. Bank

Zeichnung: Hubert Wagner
und R. Schmitt

Karte 1: der Stadtpark mit den Teilen A – D und P

2.3.4. Sturmschäden vom Februar 1990

Ungefähr 90 Bäume aller Größen fielen dem Sturm zum Opfer oder mussten deswegen danach gefällt werden. In der Hauptsache handelte es sich um Linden *Tilia sp.*, Eschen *Fraxinus excelsior*, Ahorn *Acer sp.*, Rosskastanien *Aesculus hippocastanum* und Fichten *Picea sp.*. Die gerade fertiggestellte Pergola hinter der Villa Vauban wurde von einer Linde und einem einmalig schönen Schwarznussbaum *Juglans nigra* schwer beschädigt. Beim Amalien-Denkmal wurden die zwei stattlichen Weymouth-Kiefern *Pinus strobus* entwurzelt.

2.3.5. Bedeutende Bauarbeiten auf dem Gebiet der Parkanlagen

Hervorzuheben ist der Bau des unterirdischen Parkhauses "Monterey" im Parkteil C mit gleichzeitiger Umgestaltung der Avenue Monterey, bei welcher die Arbeiten 2001 abgeschlossen waren. 2002 waren die Spuren der Bauarbeiten an den Parkanlagen beseitigt und die Narben verheilt.

Aber auch beim teilweisen Freilegen des Fort Lambert (Parkteil A) verschwanden Teile der bisherigen Grünanlagen mit ihren Bäumen und Sträuchern, ohne dass in den nun freigelegten Befestigungsanlagen neue Nistmöglichkeiten entstanden wären.

2.3.6. Äußere Einflüsse durch Veränderungen in der direkten Umgebung des Stadtparks

Hervorzuheben sind sowohl die enorme Zunahme des Kraftfahrzeugverkehrs in allen angrenzenden bzw. den Park durchquerenden Straßen und Boulevards als auch die Großbaustellen, die im Zuge der Umgestaltung eben dieser verkehrsreichen Straßen bestanden. Dies bedeutete auch für die Vogelwelt des Stadtparks zunehmende Lärmbelästigung und Gefahr.

Auch beim Bau teils hoher Gebäude in direkter Nähe des Parks verschwanden viele der einstigen Grünanlagen (Vorgärten, Hausgärten).

3. Angewandte Methode

René Schmitt wandte 1961 teils die Nestsuche, teils die Zählung singender Männchen an. Bei der Bestandsaufnahme 2002 wurde aus Schutzgründen auf eine gezielte Nestsuche verzichtet. Oberstes Ziel war alle singenden Männchen der einzelnen im Park vorkommenden Vogelarten zu erfassen und in einem Revierplan einzutragen. Zusätzlich wurden die Ergebnisse aller in künstlichen Nisthöhlen getätigten Bruten berücksichtigt.

Bei der Bestandsaufnahme wurde die Revierkartierung durch Erfassung von singenden und Revier anzeigenden Männchen angewandt. Die Reviere wurden zur Auswertung auf Karten festgehalten. Die hier angewandte Methode der Zählung singender Männchen stützt sich auf die Erkenntnis, dass das Vogelmännchen das Revier des Paares durch seinen Gesang behauptet. Jedes wiederholt am selben Ort singende Männchen wird einem Paar gleichgesetzt, d.h. dieses Gebiet wird als Revier eines Paares ausgelegt.

3.1. Beschreibung der Methodik

Ablauf der Kontrollgänge

1) Insgesamt wurden 11 Kontrollgänge (Begehungen) zwischen dem 23. März und dem 6. Juni 2002 durchgeführt. Sie sollten sich absichtlich nicht über einen zu großen Zeitraum verteilen. Die Gesamtdauer der Begehungen belief sich auf 32,5 Stunden.

2) Gezielt wurden die Morgenstunden der Samstage mit wenig oder fast fehlendem Berufsverkehr gewählt, um akustische Einflüsse durch Verkehrslärm auf ein Minimum zu reduzieren.

3) Auf einem Parkplan wurde jede Beobachtung punktuell und mittels fortlaufender Nummerierung eingetragen und auf einem Begleitbogen wurde die beobachtete Vogelart gleichzeitig mit der entsprechenden Nummer notiert. Der Begleitbogen stellte den Begehungsbericht zu den punktuellen Eintragungen auf dem Parkplan dar.

4) Festgehalten wurden sowohl auf dem Parkplan als auch auf dem Begleitbogen:

- a) alle singenden Männchen
- b) alle zusätzlichen akustischen Kontakte (z.B. warnender Altvogel, bettelnde Nestjunge, usw.)
- c) alle visuellen Kontakte (z.B. Beobachtung eines Revier anzeigenden Paares, Altvogel mit Nistmaterial, Revierkampf, Altvogel mit Futter, flügge Jungvögel, usw.)

- d) jedes zufällig entdeckte Nest eines Freibrüters oder eines Baumhöhlenbrüters.
- 5) Für jede der 11 Begehungen wurden ein gesonderter Parkplan und ein gesonderter Begleitbogen (mit Angaben zu Beobachter, Datum, Zeit, Witterung, Temperatur) benutzt und von 1 bis 11 nummeriert.

Bei der Zählung singender Männchen wurde 2002 wie auch schon 1961 jede Eintragung kritisch abgewogen und gewissenhaft nachgeprüft, um Doppelzählungen zu vermeiden. Auch wurde nachgeprüft, ob z.B. ein am Rand des Park singendes Männchen vielleicht nur Randbewohner ist und zum Brutpaar im angrenzenden Privatgarten gehört.

Bei einigen Arten mit sehr hohen Bestandsdichten konnten die Brutreviere nicht auf den Karten gegeneinander abgegrenzt werden. In diesen Fällen wurde der Bestand geschätzt. Dies war z.B. für die Amsel *Turdus merula* der Fall, bei der die Bestandsdichte hoch ist und sich die Reviere zum Teil überschneiden. Trotzdem wurden die Einschätzungen so präzise wie möglich und aufgrund der Beobachtungen vorgenommen.

3.2. Auswertung der Beobachtungen

Für die Auswertung der gesammelten Daten wurde pro Vogelart ein gesonderter Parkplan erstellt. Auf diesem wurden alle während der 11 Kontrollgänge für eine Vogelart eingetragenen Beobachtungspunkte genau übertragen und jeweils mit der Nummer des entsprechenden Kontrollgangs versehen. Ergab sich daraus am Schluss eine Häufung von Punkten in einem begrenzten Gebiet, so wurde auf ein Brutrevier geschlossen. Waren die Punkte weiter auseinander und eher verstreut, so wurde zuerst geprüft, ob sie einem benachbarten Brutpaar zuzuteilen waren. War dies nicht der Fall, so wurde abgewogen, ob ein zusätzliches Brutpaar in diesem erweiterten Gebiet zu berücksichtigen war. Der jeweilige Parkplan zeigte schließlich pro Vogelart die Zahl der ermittelten Reviere und damit auch die entsprechende Zahl von Brutpaaren.

Die angewandte Methode liefert ein recht genaues Bild der Vogelwelt des bearbeiteten Gebietes, auch wenn bei Bestandsaufnahmen auf größeren Flächen, wie hier dem Stadtpark, Fehler nicht ganz ausgeschlossen werden können. Durch die hohe Zahl der Begehungen und die vergleichende Auswertung der gesammelten Daten dürften die Abweichungen zum tatsächlichen Bestand aber kaum von Bedeutung sein.

3.3 Nistkastenbruten

Die Anzahl der jeweiligen Brutpaare in den Nistkästen wurde zum Gesamtbrutbestand des Jahres 2002 im Park dazu gerechnet. In der Tabelle 3 sind sie der Übersicht wegen einzeln aufgeführt.

4. Der Vogelbestand im Jahr 1961

Der Stadtpark und die angrenzenden Parkanlagen des Pescatorestiftes in Luxemburg wurden von R. Schmitt im Jahr 1961 auf Vorkommen von Brut- und Nahrungsvögeln untersucht. Die auf einer Fläche von 21,87 ha von April bis Juli 1961 durchgeführte Bestandsaufnahme erbrachte mittels Zählung singender Männchen und Nestsuche 318 Vogelpaare verteilt auf 34 Arten (Tabelle 1). Dies entsprach einer Siedlungsdichte von 14,5 Paaren pro Hektar.

Die damalige Gegenüberstellung mit ähnlichen Gebieten des In- und Auslandes ließ erkennen, dass die ermittelte Siedlungsdichte von 14,5 Paaren/ha als durchschnittlich für Parkgebiete angesehen werden konnte.

Die fünf häufigsten Vogelarten waren Amsel Star *Sturnus vulgaris*, Buchfink *Fringilla coelebs*, Kohl- *Parus major* und Blaumeise *Parus caeruleus*: sie stellten mit 141 Paaren fast die Hälfte der Brutpopulation. Es folgten in der Häufigkeit Grünfink *Carduelis chloris*, Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus*, Grauschnäpper *Muscicapa striata*, Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula*, Ringeltaube *Columba palumbus*, Girlitz *Serinus serinus* und Sommergoldhähnchen *Regulus ignicapilla*. Diese 13 Brutvogelarten stellten rund 80 % des Vogelbestandes.

Tabelle 1: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 1961

Durch Zählen singender M ermittelt		Zahl der Paare					
	Parkteil	A	B	C	D	P	TOTAL
1	Buchfink	6	8	12	3	3	32
2	Grünfink	3	3	6	2	2	16
3	Mönchsgrasmücke	1	3	5	1	2	12
4	Rotkehlchen	1	3	4	2	2	12
5	Grauschnäpper	2	2	5	2	1	12
6	Sommergoldhähnchen	2	3	4	1	1	11
7	Girlitz	2	2	5	1	1	11
8	Heckenbraunelle	1	2	3	1	2	9
9	Zaunkönig	1	2	2	1	1	7
10	Kernbeißer	2	1	2	-	-	5
11	Zilpzalp	-	1	1	-	-	2
12	Wintergoldhähnchen	-	1	1	-	-	2
13	Kleinspecht	1	-	1	-	-	2
14	Eichelhäher	-	1	-	-	-	1
15	Hausrotschwanz	-	-	-	-	1	1
16	Waldkauz	-	-	1	-	-	1
Durch Nestsuche ermittelt							
17	Amsel	4	9	14	3	5	35
18	Star	4	8	20	-	2	34
19	Kohlmeise	6	6	8	2	4	26
20	Blaumeise	4	6	10	2	2	24
21	Gartenrotschwanz	-	4	10	1	-	15
22	Ringeltaube	2	3	4	1	1	11
23	Kleiber	1	2	3	-	1	7
24	Hausperling	-	-	-	-	7	7
25	Gartenbaumläufer	1	2	3	-	-	6
26	Sumpfmeise	1	1	1	1	-	4
27	Gimpel	-	1	2	-	1	4
28	Singdrossel	-	1	2	-	-	3
29	Tannenmeise	-	-	1	-	-	1
30	Trauerschnäpper	-	-	1	-	-	1
31	Gartengrasmücke	-	-	-	1	-	1
32	Klappergrasmücke	-	-	-	-	1	1
33	Dohle	-	-	-	-	1	1
34	Schleiereule	-	-	1	-	-	1
	Total	45	75	132	25	41	318

1961 brüteten 76 Vogelpaare in den 144 bereitgestellten Nistkästen, davon 60 Paare erfolgreich. Häufigste Bewohner waren Kohl- und Blaumeise (insgesamt 43 Paare) und der Gartenrot-schwanz (10 Paare).

R. Schmitt listete 14 weitere Vogelarten als regelmäßige Gäste auf: Rabenkrähe *Corvus corone*, Elster *Pica pica*, Distelfink *Carduelis carduelis*, Erlenzeisig *Carduelis spinus*, Bergfink *Fringilla montifringilla*, Haubenmeise *Parus cristatus*, Schwanzmeise *Aegithalos caudatus*, Fitis *Phylloscopus trochilus*, Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix*, Grünspecht *Picus viridis*, Buntspecht *Dendrocopos major*, Mauersegler *Apus apus*, Sperber *Accipiter nisus* und Türkentaube *Streptopelia decaocto*. Als unregelmäßige Gäste fügte er 16 Arten hinzu: Saatkrähe *Corvus frugilegus*, Pirol *Oriolus oriolus*, Bluthänfling *Carduelis cannabina*, Goldammer *Emberiza citrinella*, Bachstelze *Motacilla alba*, Gelbspötter *Hippolais icterina*, Nachtigall *Luscinia megarhynchos*, Grauspecht *Picus canus*, Mittelspecht *Dendrocopos medius*, Schwarzspecht *Dryocopus martius*, Steinkauz *Athene noctua*, Wendehals *Jynx torquilla*, Kuckuck *Cuculus canorus*, Mäusebussard *Buteo buteo*, Habicht *Accipiter gentilis* und Fasan *Phasianus colchicus*.

5. Ergebnisse und Anmerkungen zur Bestandserhebung 2002

5.1. Brutvögel

Im Jahr 2002 blieben von den 75 angebotenen Nistkästen 23 leer. Die Besetzung der restlichen 52 Kästen geht aus Tabelle 3 hervor. Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 434 – 474 Brutpaare festgestellt werden. Dies entspricht im Vergleich zum Jahr 1961 einer Steigerung von 116 – 156 Brutpaaren. Das Ergebnis setzt sich zusammen aus dem Resultat der 11 Begehungen sowie den Ergebnissen der Kontrollen der Nisthilfen (Tabelle 3).

Häufigste Vogelart im Gebiet des Stadtparks ist und bleibt die Amsel. Aufgrund ihrer Häufigkeit und der Nichtsuche der Nester musste der Bestand der Amsel geschätzt werden. Demnach kommen im Gebiet des Stadtparks 60-70 Amselpaare vor. Zweithäufigste Art ist die Mönchsgrasmücke mit 56 Paaren (1961 konnte R. Schmitt nur 12 Paare feststellen). Eventuell könnte diese spektakuläre Zunahme durch eine Verdichtung des Unterholzes zu erklären sein. Dritthäufigste Art ist der Buchfink, gefolgt vom Star und vom Zaunkönig *Troglodytes troglodytes*. Während der Buchfink und der Star bereits 1961 mit zu den häufigsten Arten zählten, könnte auch der Zaunkönig vom dichteren Unterwuchs profitiert haben.

5.2. Kontrollen der Nistgeräte für Höhlenbrüter

Die Zahl der Nistkästen hat seit den 1960er Jahren erheblich abgenommen. Dies spiegelt sich dann auch in der Anzahl der in Höhlen brütenden Vogelarten wieder. Dennoch ist der Anteil der besetzten Nisthilfen hoch (Tabelle 3).

5.3. Feststellungen von Nichtbrütern

Für einzelne Vogelarten, die zwar regelmäßig im Park festgestellt wurden, liegen keine Brutnachweise vor, doch kann man z.B. für die beiden Spechtarten davon ausgehen, dass zumindest einzelne Paare im Park brüten, während es dem Haussperling an Brutmöglichkeiten fehlt. Der Graureiher besucht zwar regelmäßig den Weiher des Stadtparks, brütet aber nicht dort. Eine Brutkolonie ist allerdings im Alzettetal in rund 2 Kilometern Entfernung festgestellt worden.

Tabelle 2: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2002

		Zahl der Paare 2002					1961 zum Vergleich	
	Parkteil:	A	B	C	D	TOTAL	Nester (Pescatore)	singende M (Pescatore)
Durch Zählen singender Männchen.(M) und zufälligen Nestfunden ermittelte Vorkommen								
1	Mönchsgrasmücke	13	15	25	3	56		10 (2)
2	Buchfink	8	13	22	3	46		29 (3)
3	Zaunkönig	4	9	9	1	23		6 (1)
4	Zilpzalp	3	3	10	2	18		2
5	Rotkehlchen	3	7	6	0	16		10 (2)
6	Türkentaube	2	5	6	2	15		-
7	Rabenkrähe	6	2	5	1	14		-
8	Grünfink	4	3	5	1	13		14 (2)
9	Elster	2	4	4	1	11		-
10	Heckenbraunelle	3	3	4	0	10		7 (2)
11	Bachstelze	0	1	3	2	6		-
12	Eichelhäher	1	2	3	0	6		1
13	Singdrossel	0	1	3	0	4		3
14	Sommergoldhähnchen	1	1	2	0	4		11 (1)
15	Gartenbaumläufer	2	0	1	1	4		6
16	Schwanzmeise	2	0	1	0	3		-
17	Girlitz	0	2	1	0	3		10 (1)
18	Gartengrasmücke	0	1	0	1	2		1
19	Grauschnäpper	1	0	0	0	1		11 (1)
						255		
In Nisthöhlen ermittelte Bruten								
20	Blaumeise					22	22 (2)	
21	Kohlmeise					18	22 (4)	
22	Kleiber					10	6 (12)	
23	Star					1	32 (2)	
24	Haussperling					1	0 (7)	
						52		
Sonstige Brutnachweise								
25	Stockente	1	0	0	0	1	-	-
26	Saatkrähe	0	0	7	0	7	-	-
						8		

Tabelle 2: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2002

Hohe bis sehr hohe Zahl an Brutpaaren (Schätzungen)							
27	Amsel				60-70		30 (5)
28	Wacholderdrossel				10-20	-	-
29	Star				40-50		32 (2)
30	Ringeltaube				10-20		10 (1)

Tabelle 3: Jahresübersicht 1989 – 2003 der Nistkästen

	KM	BM	KL	BL	GR	RK	HS	ST	total	leer	Anzahl Nistkästen
1989	18	25	12		2		2		59	13	72
1990	25	19	11	1	4		1		61	14	75
1991	32	17	12		3		1		67	8	75
1992	22	19	12	1	4		2		60	15	75
1993	26	22	11	1	1				61	14	75
1994	25	17	13		1				56	19	75
1995	28	12	7	1			1		49	26	75
1996	24	27	8	1	1				61	14	75
1997	25	27	14		2			1	67	8	75
1998	22	26	11	1	1			1	62	13	75
1999	18	24	6		1	1	2		52	23	75
2000	35	15	8	1			1	1	58	17	75
2001	25	18	9				4		56	19	75
2002	18	22	10	1		1	1	1	54	21	75
2003	18	30	10	1	1		4	1	65	10	75

KM = Kohlmeise, BM = Blaumeise, KL = Kleiber, GR = Gartenrotschwanz, RK = Rotkehlchen, HS = Haussperling, ST = Star.

6. Diskussion

6.1. Die fünf häufigsten Vogelarten 2002

1. Amsel

Durch die relativ hohe Anzahl an Brutpaaren und den Verzicht auf eine genaue Nestersuche, kann für das Jahr 2002 nur eine Schätzung des Brutbestandes vorgenommen werden. So wurde anhand der Beobachtungen ein Bestand von 60 bis 70 Brutpaaren festgelegt. Die Amsel hat eindeutig von der Anlage der Strauchhecken und den kurzrasigen Flächen profitiert. Auch bei Schmitts Bestandsaufnahme im Jahr 1961 war die Amsel die häufigste Vogelart im Luxemburger Stadtpark.

2. Mönchsgrasmücke

Die Mönchsgrasmücke ist eine typische Vogelart von Parks und Gärten. Anhand ihres flötenden Gesangs ist sie gut zu erkennen. Sie profitierte von den vielen Hecken und Sträuchern, in denen sie ihr Nest anlegen kann. Insgesamt wurden 56 Reviere im Stadtpark ermittelt. Im Jahre 1961 war die Mönchsgrasmücke nur mit 12 Brutpaaren vertreten, was sicherlich auf die fehlenden Heckenstrukturen zurückzuführen war.

3. Buchfink

Nach Schmitts Erhebungen war der Buchfink die dritthäufigste Vogelart des Stadtparks mit immerhin 32 Paaren. Diesen Platz konnte die Art halten, und im Jahr 2002 wurden sogar 46 Paare gezählt.

4. Star

Als Allrounder zählte der Star bereits 1961 zu den häufigeren Arten; so stellte R. Schmitt durch Zählung der Bruthöhlen 34 Brutpaare fest. 2002 wurde der Brutbestand auf 40-50 Paare geschätzt. Durch die vielen alten Bäume im Park und das somit zahlreiche Angebot von natürlichen Baumhöhlen hat der Starenbestand sich leicht erhöht.

5. Zaunkönig

Zweifelloos hat der Zaunkönig vom hohen Angebot an Strauchvegetation profitiert: er braucht die niedrigen Strukturen zur Anlage seines Nestes und vor allem zur Nahrungssuche. Der Zaunkönig hat die Meisen aus den Top-5 der häufigsten Vogelarten verdrängt: sicherlich ein positives Zeichen für den Vogel des Jahres 2007. Mit lediglich sieben Brutpaaren war der Zaunkönig im Jahr 1961 nur recht spärlich vertreten.

6.2. Andere Arten im Vergleich zu 1961

Als Brutvögel verschwunden sind Kernbeißer *Coccothraustes coccothraustes*, Wintergoldhähnchen *Regulus regulus*, Kleinspecht *Dryobates minor* und Schleiereule *Tyto alba*. Ob der Waldkauz *Strix aluco* noch auf dem Gebiet des Stadtparks vorkommt, müssten nächtliche Begehungen zeigen. Wie schon erwähnt, konnte auch der Gartenrotschwanz nicht mehr als Brutvogel nachgewiesen werden.

a. Als Brutvögel verschollen

Der Gartenrotschwanz stellte 1961 noch einen großen Teil der Nisthöhlenbewohner mit immerhin 15 Brutpaaren. Im Vergleich zu den Zahlen, die R. Schmitt veröffentlichte, fällt auf, dass der Bestand der Art total eingebrochen ist. Trotz eines guten Höhlenangebotes brütete der Gartenrotschwanz in den letzten Jahren nur noch vereinzelt im Stadtpark. Allerdings hat sein Bestand auch landesweit sehr stark abgenommen.

Keine aktuellen Nachweise gab es bei Kleinspecht und Wintergoldhähnchen (1961 noch jeweils 2 Revier), Gimpel *Pyrrhula pyrrhula* (1961 immerhin noch 3 Paare), Schleiereule (1961 noch im Gärtnergebäude der Villa Vauban), Waldkauz, Klappergrasmücke *Sylvia curruca*, Nachtigall, Tannenmeise *Parus ater* und Sumpfmehle *Parus palustris* (1961 jeweils noch 1 Revier). Auch der Kernbeißer ist heutzutage abwesend (1961 noch an 5 Stellen festgestellt).

Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*: diese Art konnte nur 1991 noch als Brutvogel nachgewiesen werden.

b. Neue Brutvogelarten 2002

Seit den 1960er Jahren kam es bei einigen Arten zu Neuansiedlungen. Durch das Anlegen eines Teiches und kleineren Wasserflächen konnte die Stockente *Anas platyrhynchos* als Brutvogel nachgewiesen werden. Bei der Türkentaube wurden 15 Revier ermittelt, allerdings fehlt ein direkter Brutnachweis. Dasselbe gilt für die Bachstelze, bei der 6 Revier festgestellt wurden.

Raben- und Saatkrähe, die 1961 noch als seltene Gäste eingestuft wurden, waren 2002 mit respektive 14 und 7 Brutpaaren vertreten.

Die 1961 nicht nachgewiesene Wacholderdrossel *Turdus pilaris* besiedelte 2002 das gesamte Parkgebiet und wurde damit zu einer Charakterart des Stadtparks.

c. Randbewohnende Vogelarten

Die großen Schwärme des Haussperlings *Passer domesticus*, die einst auf öffentlichen Plätzen angetroffen werden konnten, sind kleinen Trupps gewichen. Auch wenn der Bestand der Art in den letzten Jahren merklich zurückgegangen ist, so kann der Spatz doch noch regelmäßig im Park angetroffen werden. Als Brutplätze dienen aber vor allem Häuser an den Randbereichen des Parks.

Mitte der 1960er Jahre kam der Graureiher *Ardea cinerea* als Brutvogel in Luxemburg nicht mehr vor. Nach seiner Unterschutzstellung wurde er wieder ansässig und brütet seit einigen Jahren sogar auf dem Stadtgebiet entlang der Alzette. Einige Vögel dieser Brutkolonie erscheinen an den Teichen des Stadtparks, um dort nach Nahrung Ausschau zu halten. Zum Staunen vieler Spaziergänger hat sich der „Fischreiher“ an das bunte Treiben im Park gewöhnt.

Grün- und Buntspecht sind auch regelmäßige Besucher im Stadtpark. Beim Buntspecht fehlen leider Brutnachweise, doch kann man davon ausgehen, dass er im Park brütet. Der Grünspecht ist als Bodenspecht auf den kurzrasigen Flächen des Parks zu beobachten. Er zeigt jedoch eine größere Scheu vor dem Menschen.

7. Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Mitgliedern der LNVL-Jugendgruppe der Sektion Luxemburg-Stadt, die sie bei den Feldarbeiten begleitet haben. Herrn Hanno Dirkse (Service des Parcs de la Ville de Luxembourg) sei für die Daten zum Baumbestand und die langjährige Zusammenarbeit gedankt.

Diese Arbeit wurden zusammen mit der Stadt Luxemburg in der Broschüre „Die Vögel des Stadtparks - Les oiseaux du Parc“ zum 75-jährigen Bestehen der Sektion Luxemburg-Stadt veröffentlicht (Muller et al. 2009). Dem Bürgermeister Herrn Paul Helming und vor allem der Umweltschöffin Frau Viviane Loschetter gebührt unser Dank.

Ein großer Dank geht auch an Frau Schmitt für das Überlassen der Dokumente Ihres zu früh verstorbenen Ehemannes René Schmitt.

8. Literatur

- Muller F., E. Mentgen & P. Lorgé (2009): Die Vögel des Stadtparks - Les oiseaux du Parc. Ville de Luxembourg
- Schmitt R. (1964): Die Vögel des Luxemburger Stadtparks heute und früher. Luxemburger Liga für Vogelkunde und Vogelschutz

Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs - 2009

Patric Lorgé, Gilles Biver, Centrale Ornithologique, col@luxnatur.lu

Zusammenfassung: Rote Listen sollen vor allem die Arten hervorheben, deren Bestände gefährdet oder vom Erlöschen bedroht sind. Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs wird alle fünf Jahre überprüft. Anhand der aktuellsten Bestandsentwicklungen und unter Berücksichtigung besonderer Risikofaktoren wurden die einzelnen Arten 2009 nach einem von der *International Union for Conservation of Nature* vorgegebenen Kriterienschema neu bewertet. Die Methodik wird detailliert beschrieben und die Liste der aktuellen Einstufungen wird vorgestellt.

Résumé: Liste rouge des oiseaux nicheurs du Luxembourg – 2009

Les listes rouges servent avant tout à mettre en évidence des espèces dont les populations sont en danger et qui sont menacées d'extinction. La liste rouge des oiseaux nicheurs du Luxembourg est actualisée toutes les cinq années. Se basant sur les évolutions des effectifs les plus actuelles et en tenant compte de facteurs de risque particuliers, l'évaluation des différentes espèces d'après des critères prédéfinis par l'*International Union for Conservation of Nature* a été renouvelée en 2009. La méthodologie appliquée est expliquée en détail et la version actuelle de la liste rouge est présentée.

Abstract: Red list of breeding birds in Luxembourg - 2009

Red lists serve predominantly to identify species with populations at risk and that might become extinct. The Red list of breeding birds in Luxembourg is updated every five years. Based on the most accurate population numbers and trends and taking into account special risks that may affect each single species, the status of the different species was again evaluated in 2009 following the strictly predefined criteria of the *International Union for Conservation of Nature*. The methodology applied is explained in detail and the new Red list resulting from the exercise is presented.

Einleitung

Rote Listen sind gemeinhin bekannt als ein Spiegelbild unserer Umwelt: in ihnen werden Tier- und Pflanzenarten nach ihrem Gefährdungszustand eingestuft. Rote Listen sollen vor allem die Arten hervorheben, deren Bestände gefährdet sind und die drohen auszusterben.

Um weltweit ein einheitliches Bild der am meisten gefährdeten Arten zu ermöglichen, hat die IUCN - *International Union for Conservation of Nature* ein Kriterienschema erstellt, nach dem die Bestandsentwicklungen und Gefährdungsgrade einzuordnen sind. Dieses Kriterienschema erlaubt somit eine einheitliche und jederzeit transparente Vorgehensweise. Dies gewährleistet, dass Rote Listen auf wissenschaftlichen Kriterien beruhen und demnach Entscheidungsträger sich auf diese Daten verlassen können. Weiter sind diese Informationen wichtig für die oft dringend nötigen Schutzpläne für bedrohte Arten.

Wieso eine neue Rote Liste 2009?

Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs soll in regelmäßigen Abständen überprüft werden. Die *Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga* (LNVL) hat sich dazu entschlossen, die Rote Liste alle fünf Jahre anzupassen und die letzte Fassung stammt aus dem Jahr 2004 (Lorgé et al. 2005). Zudem erlaubten neueste Resultate von Monitoring-Programmen Bestandsentwicklungen und Bestandszahlen zu revidieren und der aktuellen Situation näher zu bringen.

Methodik

Die Bestandszahlen werden von der *Centrale Ornithologique* der LNVL ermittelt und beruhen größtenteils auf aktuellen Daten von Bestandsaufnahmen und Monitoring-Programmen, weiter aber auch aus Schätzungen basierend auf lokalen und regionalen Erfassungen. Ein vorgegebenes Kriterienschema erlaubt dann eine Bewertung der Bestandszahlen und die leicht nachvollziehbaren Resultate werden in Kategorien wiedergegeben.

Die Kategorien

Kategorie 0 – „Bestand erloschen“ (EX)

Als erloschen gelten die Bestände der Vogelarten, welche in Luxemburg mindestens 10 Jahre kein regelmäßiges Brutvorkommen mehr haben und für welche seit mindestens fünf Jahren kein Brutnachweis mehr vorliegt.

Kategorie 1 – „Bestand vom Erlöschen bedroht“ (CR)

Zu dieser Kategorie zählen Vogelarten, deren Vorkommen seit der letzten Fassung der Roten Liste (Lorgé et al. 2005) unverändert vom Erlöschen bedroht ist. Hinzu kommen solche, deren Bestände seitdem um mehr als die Hälfte abgenommen haben, bzw. die starke Arealverluste hinnehmen mussten, und die heute nur noch mit weniger als 20 Brutpaaren oder an weniger als fünf Stellen in Luxemburg vorkommen.

Auch Arten mit Bestandsabnahmen von 20–50 Prozent fallen in diese Kategorie, wenn sie zahlenmäßig selten sind (< 20 Brutpaare) oder nur an wenigen Stellen brüten und besondere Risikofaktoren hinzutreten.

Wenn eine Art nach einer Bestandsabnahme um mehr als die Hälfte noch immer mit über 100 Paaren in Luxemburg brütet, kann das Vorliegen von Risikofaktoren gleichwohl auch zu einer Einstufung in Kategorie 1 führen. Gleiches gilt für Arten, die schon immer sehr selten in Luxemburg brüteten oder nur in geografisch eng begrenzten Räumen vorkommen.

Kategorie 2 – „Stark gefährdet“ (EN)

Arten mit sehr starker Bestandsabnahme (> 50 %) und mit landesweit weniger als 100 Brutpaaren gelten als stark gefährdet.

Sofern Risikofaktoren hinzutreten, sind auch Arten mit sehr starker Bestandsabnahme und mehr als 100 Brutpaaren in Kategorie 2 eingestuft.

Kategorie 3 – „Gefährdet“ (VU)

Als gefährdet gelten Arten mit einer Bestandsabnahme von mehr als 50 % und mehr als 100 Brutpaaren in Luxemburg, aber auch solche mit weniger als 100 Brutpaaren und einer Bestandsabnahme von mindestens 20 %. Gleich gewertet wurde eine ähnliche Abnahme bei häufigeren Arten sofern Risikofaktoren hinzukommen.

Auch seltene Arten mit stabilen Beständen von unter 100 Brutpaaren wurden beim Vorliegen von Risikofaktoren als gefährdet eingestuft.

Kategorie V – „Vorwarnliste“

Die Vorwarnliste enthält Vogelarten, die trotz eines Bestandsrückganges von 20 % und mehr noch mit über 100 Brutpaaren in Luxemburg brüten. Auch seltene Arten mit einem stabilen Bestand unter 100 Brutpaaren stehen auf der Vorwarnliste. Arten, von denen über 100 Brutpaare bekannt sind, werden nur dann auf der Vorwarnliste geführt, wenn sie von Risikofaktoren betroffen sind.

Kategorie R – „Arten mit geografischer Restriktion“

Arten mit geografischer Restriktion sind solche, die seit jeher selten sind oder sehr lokal vorkommen.

Kategorie DD – Arten mit unzureichender Datengrundlage

Arten, die meist nicht sehr häufig sind, und bei denen unser Wissensstand nicht ausreicht, um eine genaue Einstufung vorzunehmen, werden in dieser Kategorie geführt.

Risikofaktoren

Bei seltenen oder auf engem Raum vorkommenden Arten kann das Vorliegen besonderer Risikofaktoren zu einer Einstufung in eine höhere Rote-Liste-Kategorie führen als durch die Anzahl der Brutpaare nötig wäre. Dazu zählt insbesondere die enge ökologische Bindung an spezielle, gefährdete Lebensräume (z.B. Schilfgebiete ...). Aber auch die Abhängigkeit von besonderen Hilfsmaßnahmen des Natur- und Artenschutzes erhöht die Bestandsgefährdung einer Art.

Eine Neuheit bei der Erstellung der Version von 2009 ist die Berücksichtigung der europäischen Bestandsentwicklung (PECBMS 2008, BirdLife 2004), bzw. der Entwicklung der Bestände in der Großregion, sowie in Mittel- und Westeuropa. Einem höheren Gefährdungsgrad wird somit mit einem Risikofaktor (Rr) Rechnung getragen.

Kriterienschema zur Ermittlung des Gefährdungsstatus

Einstufung	Kategorie
(ex): seit mind. 10 Jahren kein regelmäßiges Brutvorkommen und in den letzten fünf Jahren keine Brut	0
(ar): unverändert hohes Aussterberisiko	1
(a): sehr starke Bestandsabnahme (> 50 %) oder sehr starker Arealverlust	
(a1) sehr selten (< 20 Bp) oder nur an wenigen Stellen (<5) vorkommend	1
(a2) selten (< 100 Bp)	2 (+ Rr ->1)
(a3) nicht selten (> 100 Bp)	3 (+ Rr ->2)
(b): starke Bestandsabnahme (> 20 %)	
(b1) sehr selten (< 20 Bp) oder nur an wenigen Stellen (<5) vorkommend	2 (+ Rr ->1)
(b2) selten (< 100 Bp)	3 (+ Rr ->2)
(b3) nicht selten (> 100 Bp)	V (+ Rr ->3)
(c): kein deutlicher Rückgang, Bestand gleich bleibend oder zunehmend	
(c1) seit jeher sehr selten (< 20 Bp) und Vorkommen geografisch eng begrenzt	R (+ Rr ->1)
(c2) sehr selten (< 10 Bp), aber weit verbreitet	3 (+ Rr ->2)
(c3) selten (< 100 Bp)	V (+ Rr ->3)
(c4) nicht selten (> 100 Bp)	– (+ Rr ->V)

Resultate

Kategorie 0 – Bestand erloschen (EX)

Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	ex Ende der 1980er Jahre
Birkhuhn	<i>Tetrao tetrix</i>	ex Mitte 1960er Jahre
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	ex Letzter Brutnachweis 1971
Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>	ex Letzter Brutnachweis 1973
Brachpieper	<i>Anthus campestris</i>	ex Mitte 1980er Jahre
Blauehlchen	<i>Luscinia svecica</i>	ex Letzter Brutnachweis 1902
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	ex Letzter Brutnachweis 1994
Schwarzstirnwürger	<i>Lanius minor</i>	ex Um 1900
Rotkopfwürger	<i>Lanius senator</i>	ex Letzter Brutnachweis 1988
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	ex Letzter Brutnachweis um 1946
Zaunammer	<i>Emberiza cirlus</i>	ex Letzter Brutnachweis um 1940
Graumammer	<i>Emberiza calandra</i>	ex Letztes Brutvorkommen 2001

Kategorie 1 : Bestand vom Erlöschen bedroht (CR)

Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	ar
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	ar
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	a2 + Rr
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	a1
Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>	ar
Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>	a1
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	a1
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	ar
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	ar

Kategorie 2 – Stark gefährdet (EN)

Haselhuhn	<i>Tetrastes bonasia</i>	a2
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	a2
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	a2
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	a2
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	a3 + Rr
Wiesenschafstelze	<i>Motacilla flava</i>	a2
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	a2

Kategorie 3 – Gefährdet (VU)

Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	c2
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	c3 + Rr
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	b2
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	a3
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	b2
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	b2
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	b3 + Rr

Kategorie 4 – Vorwarnliste (NT)

Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	c3
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	c3
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	c3
Uhu	<i>Bubo bubo</i>	c3
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	c3
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	c3
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	c3
Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	c3
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	c3
Schleiereule	<i>Tyto alba</i>	b3
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	b3
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	c3
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	c3
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	b3
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>	b3
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	b3
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	c4 + Rr
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	b3
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	b3
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	c3
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	b3
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	b3
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	b3
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	b3
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	b3
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	c4 + Rr
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	b3

Kategorie R – Arten mit geografischer Restriktion

Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	c1
Zwergdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	c1
Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	c1
Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>	c1

Kategorie DD – Arten mit ungenügender Datengrundlage

Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	
--------------	---------------------------	--

Bearbeitung und Danksagung

Die Rote Liste der Vögel Luxemburgs 2009 wurde von der *Centrale ornithologique Luxembourg* in enger Zusammenarbeit mit Artspezialisten der feldornithologischen Arbeitsgruppe der LNVL (Feld AG) erstellt. Diese Arbeit wäre ohne die ehrenamtliche Arbeit von Mitgliedern der Feld AG nicht möglich gewesen.

Literatur

- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK
- Lorgé P., T. Conzemius, E. Melchior & J. Weiss (2005): Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs, Version 2005. <http://www.luxnatur.lu/Inv005.htm>.
- PECBMS (2009): The State of Europe's Common Birds 2008. CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.

Field methodology of the Common Bird Monitoring in Luxembourg (COBIMO-LUX)

Gilles Biver ^{1,2}, Lucien Hoffmann ^{4,5}, Patric Lorgé ^{1,3} & Nicolas Titeux ^{4,6}

¹ Centrale Ornithologique Luxembourg, *Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga* (LNVL – BirdLife Luxembourg), 5 route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer, Luxembourg

² col@luxnatur.lu

³ Invlp@luxnatur.lu

⁴ Centre de Recherche Public – Gabriel Lippmann, Département Environnement & Agro-bio-technologies, 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Luxembourg

⁵ hoffmann@lippmann.lu

⁶ titeux@lippmann.lu

Abstract:

Based on the experience of other European countries, the *Common Bird Monitoring Scheme in Luxembourg* (COBIMO-LUX) has been developed to evaluate the long-term population trends of common bird species by means of standardized field methods for data collection. The COBIMO-LUX scheme constitutes one component of the Biodiversity Monitoring Scheme in Luxembourg.

According to a random stratified sampling strategy, a representative number of 1 km resolution sampling squares (224) was selected in the whole country. In these squares, 2.5 km-long transects were delineated in order to cover the diversity of broad habitats. For the COBIMO-LUX scheme, a number of squares (30) are sampled on a yearly basis and the remaining ones (194) are sampled alternately with a 3-year cycle. The total number of squares sampled each year therefore amounts to 94-95.

The methodology for the collection of data in the field is a "transect-based simplified territory mapping" and focuses on the visual or acoustic detection of individuals (adults and juveniles, males and females) along walked itineraries (2.5 km-long transects) and on their subsequent location on 1:4.000 field maps with as much precision as possible. A special attention is paid to individuals exhibiting territorial behaviour and information about the breeding status is collected for those individuals (e.g. singing, fighting or displaying individuals). Surveys are conducted within five hours after sunrise and under favourable meteorological conditions.

In order that early and late bird breeders can be recorded, the sampling squares will be visited twice a year. The first survey is conducted between 15 March and 30 April and the second survey between 1st May and 15 June, with a minimum 1-month period between successive surveys in the same square.

The results of the field survey are submitted to the coordination office via two possible channels of transmission: (1) returning the paper field forms or (2) contributing the data in an online encoding system.

Résumé: Méthodologie de terrain du suivi des oiseaux nicheurs communs au Luxembourg (COBIMO-LUX)

Se basant sur l'expérience d'autres pays, le suivi des oiseaux nicheurs communs du Luxembourg (*Common Bird Monitoring Scheme in Luxembourg*, COBIMO-LUX) a été conçu pour évaluer l'évolution à long terme des effectifs des espèces d'oiseaux communs assuré par une méthodologie de terrain standardisé. COBIMO-LUX fait partie du programme de monitoring de la biodiversité au Luxembourg.

A la suite d'une procédure d'échantillonnage aléatoire stratifié, une série de carrés d'échantillonnage d'1 km², répartis à travers le Luxembourg a été sélectionnée (224). Dans ces carrés, des transects d'une longueur de 2,5km ont été choisis afin de représenter les différents types d'habitats. Pour le programme COBIMO-LUX, certains carrés permanents (30) sont à visiter annuellement et les carrés restants (194) sont à visiter sur base d'une périodicité de trois ans. Au total, 94-95 carrés sont ainsi surveillés annuellement.

La méthode de terrain appliquée est la « cartographie simplifiée des territoires le long des transects ». Tous les oiseaux contactés (adultes et juvéniles, mâles et femelles) le long du transect sont notés et localisés le plus fidèlement possible sur la feuille de terrain à l'aide d'une carte topographique 1:4.000. Une attention particulière est attribuée aux individus à comportement territorial; une explication concernant le statut de reproduction (p.e. chant, dispute territoriale ou parade) est demandée. L'échantillonnage est à réaliser dans les cinq heures suivant le lever de soleil et dans de bonnes conditions météorologiques.

Afin de détecter les espèces de nicheurs précoces et tardifs de façon fiable, deux passages par an sont à réaliser dans les carrés. Le premier passage est à réaliser entre le 15 mars et le 30 avril, le deuxième passage entre le 1^{er} mai et le 15 juin. Les dates du premier et du second passage sont espacées d'au moins quatre semaines.

Les données sont remises au bureau de coordination par (1) renvoi des feuilles de terrain, ou par (2) encodage des résultats directement dans une base de données en ligne.

Une version française des détails concernant la méthodologie de terrain du *Common Bird Monitoring* est disponible dans Titeux et al. (2009). Elle peut être obtenue en s'adressant à la Centrale Ornithologique (col@luxnatur.lu).

Zusammenfassung: Feld-Methodik der Erfassung häufiger Brutvögel in Luxemburg (COBIMO-LUX)

Auf den Erfahrungswerten anderer Länder basierend, wurde das *Common Bird Monitoring in Luxemburg (COBIMO-LUX)* entwickelt um die Bestandstrends häufiger Vogelarten zu überwachen dank einer standardisierten Erfassungs-Methodik im Feld. Das COBIMO-LUX ist Teil des Biodiversität-Monitoring-Programms in Luxemburg (BMSL).

Nach einem Zufallsprinzip-Verfahren und nach entsprechenden Kriterien, wie Geologie, Bodennutzung und Mikroklima, wurde für Luxemburg eine repräsentative Anzahl an Untersuchungsflächen von je 1 km² Fläche ausgesucht (224). In diesen Untersuchungsflächen wurden jeweils ein 2,5km langes Transekt ausgewählt, welches repräsentativ alle Habitattypen entsprechen soll. Für das *Common Bird Monitoring* werden einige dieser Quadrate (30) jährlich untersucht. Die verbleibenden Quadrate (194) werden abwechselnd in einem Drei-Jahresrhythmus bearbeitet. Die Zahl der jährlich untersuchten Quadrate beläuft sich damit auf 94-95.

Die Methodik der Erfassung der Daten im Feld wird „vereinfachte Linien-Revierkartierung“ genannt. Hierbei werden alle entlang des Transekts festgestellten Vögel (Adulte und Juvenile, Männchen und Weibchen) möglichst ihrer genauen Position entsprechend in topographische 1:4000-Karten eingetragen. Doch werden Feststellungen Revier anzeigender Individuen besondere Beachtung geschenkt und eine Erklärung zum Brutstatus dieser Individuen (z.B. Gesang, Revierkampf oder Balz) wird notiert. Die Begehung ist innerhalb der fünf Stunden nach Sonnenaufgang und bei guten Wetterbedingungen durchzuführen.

Um früh und spät brütende Arten zu erfassen, werden pro Untersuchungsfläche zwei Begehungen durchgeführt. Die erste Begehung findet zwischen dem 15. März und dem 30. April statt, die zweite Begehung zwischen dem 1. Mai und dem 15. Juni. Zwischen der ersten und der zweiten Begehung sollen mindestens vier Wochen abgewartet werden.

Die Resultate der Begehungen werden der Koordinationszentrale übermittelt: (1) durch Rücksenden der Papierkarten oder (2) durch Übertragung der Feststellungen in eine online Datenbank.

Eine vollständige Version der Feld-Methodik in deutscher Sprache kann bei der Centrale Ornithologique (col@luxnatur.lu) angefragt werden.

1) Introduction

In Luxembourg, rare conservation-concern bird species associated with a conservation concern, e.g. Black Stork *Ciconia nigra* (Jans et al. 2000), Eagle Owl *Bubo bubo* (Lorgé & Conzemius 2007), Peregrine Falcon *Falco peregrinus* (Conzemius 2006), Red Kite *Milvus milvus* (Biver & Conzemius 2010, Conzemius 1998, Lorgé 2005, Peltzer 1977, 1978, 1981), have been monitored by the group of the field ornithologists of the *Lëtzebuurger Natur- a Vulleschützliga - BirdLife Luxembourg* (LNLV) for several decades. Those species-specific programs have provided valuable information about population sizes and trends, therefore contributing to the implementation of conservation programs and to the designation of protected areas at a national level. However, there is a critical shortage of information about common bird species and their population trends in Luxembourg. In Europe, a number of formerly common species (e.g. Skylark *Alauda arvensis* or Whinchat *Saxicola rubetra*) have been slowly, but steadily declining over the past decades (BirdLife 2004, PECBMS 2009) and a similar trend has also been reported locally in Luxembourg (Biver 2008, Melchior unpubl.). Common bird species are recognized as appropriate bio-indicators and their trends reflect some aspects of the conservation status of habitats and biodiversity (Bibby et al. 2000) and, thus, the state of sustainable development (European Environmental Agency 2007). The implementation of standardized data collection efforts in the field repeatedly in space and over time allows obtaining statistically exploitable pieces of information to estimate the population trends of common bird species and to contribute to the assessment of the conservation status of biodiversity at a national level.

2) Biodiversity Monitoring program and Common Bird Monitoring

In the *National Nature Protection Plan* (Conseil de Gouvernement 2007), the government of Luxembourg acknowledged the absence of and the need for a monitoring program documenting the changing state of biodiversity in the country and decided to consider the implementation of a Biodiversity Monitoring Scheme in Luxembourg as a high priority objective for the period 2006-2011. In 2008-2009, the Ministry of Sustainable Development and Infrastructures (formerly the Ministry of Environment) entrusted the Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann (CRP-GL) with the charge of elaborating the scheme to document the changing state of biodiversity in the wider countryside, using vascular plants, freshwater invertebrates, butterflies, breeding birds and bats as indicator species groups.

The *Common Bird Monitoring in Luxembourg* (COBIMO-LUX) constitutes one component of the scheme. The *Ministry of Sustainable Development and Infrastructures* decided in 2008 to entrust the coordination of the COBIMO-LUX scheme to the LNLV. This institution brings together a pool of volunteering field ornithologists. The usefulness and efficiency of volunteer involvement in common bird monitoring schemes has been demonstrated in many other European countries. The LNLV is in charge of the coordination of the fieldwork (including a detailed presentation of the methodology to the fieldworkers) and will inform the volunteers about the progress of the COBIMO-LUX scheme on a regular basis. This aspect has been shown to be of great importance for the long-term management of a large-scale bird monitoring program (Herando & Gargallo 2009).

3) Methodology

Selection of sampling squares

In order that the main environmental regions of the country are sampled appropriately, the location of sampling units was based on a stratification system. A random stratified sampling procedure was applied to select a number of 1 km-resolution squares within different environmental strata and in proportion to their spatial extent (see Titeux et al. 2009a and 2009b for details). In the present state of development of the monitoring program, the number of sampling squares needed to achieve an acceptable coverage of the wider countryside was estimated at 224 (Fig. 1). A statistical analysis will, however, be performed after 3 years of data collection to evaluate whether this sampling effort is appropriate to detect a given rate of change with a predetermined power and significance level. These 224 squares are subdivided as follows: (1) 30 'permanent' squares are to be sampled on a yearly basis and (2) 194 'alternating' squares are to be sampled on a 3-year basis. As a consequence, a total of 94-95 squares will be sampled each year. Within

the 1 km-resolution sampling squares, transects were delineated to serve as a basis for bird data collection along walked itineraries during the fieldwork (Fig. 1). Transects are ca. 2.5 km in length and are delineated so as to be representative of the diversity of broad habitats in the squares.

Survey of sampling squares

The field methodology for the COBIMO-LUX scheme is called 'transect-based, simplified territory mapping' (described in Bibby et al. 2000). The methodology was jointly developed by the *Centrale Ornithologique Luxembourg* (COL - LNVL) and the *Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann* (CRPGL) and is in line with existing programs in e.g. Great-Britain (Baillie et al. 2007, Risely et al. 2008, Wilson & Fuller 2001), Switzerland (Schmid 2008, Schmid et al. 2004) and Catalonia (Herrando et al. 2008, Herrando & Gargallo 2009), but also elsewhere in Europe (Klvanová & Vorísek 2007, Vorísek & Marchant 2003, Vorísek et al. 2008).

Luxembourg is among the most fragmented countries in Europe (European Environmental Agency 2002), exhibiting a fine-scale alternation and interspersions of contrasting habitat types in the landscape. Bird counting along walked itineraries (e.g. along transects or along predefined sections of transects) would therefore mix information relating to several habitats. If a species follows opposing trends in different habitats, a simple count of individuals along predefined itineraries could therefore document changes erroneously or confusingly (Schmid 2008). For this reason, simple bird counting appeared less suited to the conditions of Luxembourg and a transect-based simplified territory mapping procedure was retained, focusing on the visual or acoustic detection and mapping of bird individuals.

Material needed for field data collection

Fieldworkers need the following material to conduct their survey:

- 1 pair of binoculars
- 1 field form with a coloured, topographical 1:4.000 map and the path of the transect
- 2 field forms with a black & white, topographical 1:4.000 map to report the bird occurrences (fig. 2)
- 2 pens (pencil or quick-drying ballpoint pen)
- 1 copy of the methodology
- 1 certificate identifying him as a participant of the COBIMO-LUX scheme

Execution of surveys and protocol in the field

The walking direction along the transect is chosen during the first survey and must be kept constant for the following visits. As surveys are conducted during the morning, progression from west to east should be avoided, especially in open landscapes.

Before starting a survey, the fieldworkers report the following information on the field form:

- Name of the fieldworker
- Reference of the transect
- First or second visit (see below)
- Date
- Departure time.

The fieldworker walks with slow, constant pace of about 2 km/h. In open landscapes, the speed may be higher (2-3 km/h) than in forest areas (1-2 km/h).

Observations are recorded immediately during the survey on the black & white topographic map of the square. In species-rich habitats/squares, the use of several field forms may prove to be useful in order to avoid misidentifications afterwards. Fieldworkers may use as many field forms as needed, but practice has shown that generally one or two are enough. All acoustic or visual detections of bird individuals are to be located with as much precision as possible and reported accordingly on the topographic map(s).

As suggested by the name of the scheme, the main aim of the survey is to record the territories of common bird species. However, this does not mean that only territorial individuals and common species are to be recorded: all occurrences of all bird species are recorded in the field forms. The statistical analysis of the data after their collection will determine which species are appropriately sampled to evaluate their population trends with relevance.

The data are recorded on the field form using species codes. Those codes are abbreviations of the species names in a language chosen by the fieldworker (English, French, German, Latin ...). For instance, a Mallard (*Anas platyrhynchos*) can be recorded as Mal or AnPl. As the language and abbreviations can be chosen by each fieldworker, they have to ensure that each code is a unique identifier of the species. Every fieldworker has to provide the COL with a list of all abbreviations and codification when submitting their data.

Table 1: Codes for breeding status following Melchior et al. (1987)

	A = Present
NA00	Species present in suitable breeding habitat
	B = potential breeding
BB01	Species present in suitable breeding habitat during breeding period
BB02	Singing or displaying male
	C = probable breeding
BC03	Pair or at least 3 displaying males
BC04	Territorial behaviour, recorded twice over a period longer than one week
BC05	Displaying pair
BC06	Visiting potential breeding site
BC07	Alarm call or other potential breeding behaviour
BC08	Adult with breeding patch
BC09	Nest building, transport of nesting material
	D = confirmed breeding
BD10	Distraction display or injury-feigning
BD11	Used nest or eggshells
BD12	Recently fledged chicks or downy young
BD13	Breeding adult, visiting or leaving nest
BD14	Adult with food or faecal sac
BD15	Nest with eggs
BD16	Nest with chicks

The detection of individuals and their subsequent location on the maps are achieved whatever the period, even if the occurrence is clearly outside the actual breeding period of the species (e.g. a singing male of the Whinchat recorded in early May). The statistical analysis of the data by the COL will only consider observations of territorial individuals recorded during their actual breeding period for trend estimations.

All individuals (males, females, adults and juveniles) are recorded and additional information or comments (e.g. sex, age, behaviour, nesting material) is optional. Some shortcuts for recording behaviour are proposed:

ANi ♂ / ♀	Male/female of a Sparrowhawk
ANi juv	Juvenile Sparrowhawk
<u>MePi</u>	Calling Meadow Pipit
<u>MePi</u>	Intensively calling Meadow Pipit or alarm call (territorial behaviour --> encircle!)
MePi ♪	Singing Meadow Pipit (territorial behaviour --> encircle!)
FTi>>> <<< FTi	Territorial dispute of two Kestrels
Rob *	Occupied nest of a Robin
Rob #	Robin with nesting material
Rob ≠	Robin with food
---Rob---	Robin in flight
Rob ♪--->	Singing Robin, then taking off
Rob ----> Rob	Same individual Robin, first sitting, then flying to another spot
Rob ♪--->♪ Rob	Same individual Robin singing, flying away and singing again on another spot
Rob ♪--X-- ♪Rob	Most probably two different Robins, singing close to each other
Rob * --X-- Rob *	Two different nests occupied by Robins

A special attention is to be paid to the distinction between simple occurrences and individuals exhibiting a territorial behaviour. This differentiation is made according to the criteria of breeding status in Table 1. Simple occurrences are related to the criteria NA00 and BB01, while all other criteria concern individuals showing territorial behaviour (distinction between probable or confirmed breeding is not requested). The species code is encircled on the map for territorial individuals. In practice, the majority of the territorial occurrences are singing or displaying males.

The detection of the individuals and their subsequent location on the map of the field form is not restricted to the boundaries of the 1 km resolution square. The distance between the fieldworker and the observed individual is to be estimated as accurately as possible. A 100 m-wide buffer around the transect is reported in the maps of the field forms to facilitate the estimation of the distances between the fieldworkers and the observations. All individuals are reported, whether they are located inside this buffer or not. Individuals are to be mapped according to the location of their initial detection, even if the fieldworker has startled the birds afterwards. Accurate locations on the maps will enable the coordination office to conduct some analyses on species-habitat relationships or breeding density estimations.

Individuals that are detected as flying over the sampling square and that do not display any territorial behaviour in relation to the habitats in the squares (e.g. a Raven *Corvus corax* flying over the open landscapes) are also recorded. This is illustrated in the map by means of an arrow crossing the species code and showing the flying direction of the individual. In general, individuals feeding on aerial plankton, such as the Barn Swallows (*Hirundo rustica*) or circling birds of prey should not be considered as flying over, but as individuals using the habitats in the sampling squares. For this reason, such individuals are not reported with an arrow and may even be encircled if they display a territorial behaviour in flight (e.g. a pair of displaying Honey Buzzard *Pernis apivorus*).

In case the exact number of individuals in a flock (e.g. Common Swift *Apus apus*, swallows *Hirundinidae*) is not possible to determine, the species code is recorded with an estimate of this number. This indication is to be provided as a single number (e.g. 35 Swifts in flight), avoiding estimations like "> 30" or "30-40". Whenever comprehensive counting is possible (e.g. colony of Rooks *Corvus frugilegus*), the exact number of individuals is to be specified.

Avoiding double counting of individuals during the survey is of critical importance. For this reason, transects have been delineated as linear as possible, but this was not always possible since transects were located along small roads, trails of public access or any easy-to-locate landmarks in the squares. Two Wrens (*Troglodytes troglodytes*) singing simultaneously are recorded as such, but a singing male previously recorded on the map could change its singing spot and it should not be recorded as another individual.

With an average walking speed of 2 km/h (1-3 depending on the habitats covering the square) and a transect length of 2.5 km, one survey can be conducted in 1.5 to 2.5 hours. The walking speed is a compromise between (1) a slow progression to maximize the number of detections and (2) a fast progression to minimize double counting.

When the survey is completed, the arrival time and other remarks are reported on the field form, as well as the average meteorological conditions during the whole survey (see below). The fieldworker is also asked to self-evaluate the reliability of the survey according to external or internal factors in addition to meteorological conditions, like detection difficulties due to a noisy surrounding along the transect:

- High reliability: data can be used with confidence in the analyses
- Medium reliability: data are to be interpreted with caution in the analyses
- Low reliability: data should not be used in the analyses.

The fieldworkers use a new set of field forms and topographic 1:4.000 maps for each visit (see below).

Timing of the survey

In order to record the majority of common breeding bird species of Luxembourg, the time frame chosen for the surveys ranges from 15 March to 15 June. A comprehensive detection of all bird territories would require 5 to 10 visits along the transects during the breeding season (Bibby et

al. 2000). This intensity of recording is logistically unachievable due to the limited resources in terms of volunteer fieldworkers in Luxembourg.

The 'simplified territory mapping' procedure of the COBIMO-LUX scheme is based on 2 visits during the breeding period in the specified time frame. This number of visits results from a compromise between (1) the number of sampling squares that can be covered with the available resources and (2) the detection of an acceptable number of breeding species and territories. Studies in Switzerland showed that, in comparison with an intensive sampling effort of 10 visits in the time frame, 2-3 visits during the breeding season allow the detection of ca. 90% of the species and the location of ca. 85% of all the territories in the study area (Luder 1981).

In order that early and late bird breeders can be recorded, the first survey will be conducted between the 15th of March and the 30th of April and the second survey between the 1st of May and the 15th of June, with a minimum 1-month period between successive surveys in the same square. Within these general date restrictions, fieldworkers are also asked to give preference to earlier survey in forested squares over open-land squares. Accordingly, the optimal sampling periods for the visits are as follows:

- Forest-dominated sampling squares:
 - First visit between 15th March and 15th April
 - Second visit between 1st May and 1st June.
- Open landscapes dominated sampling squares:
 - First visit between 1st April and 30th April
 - Second visit between 15th May and 15th June.

In order to ensure data consistency over the years, sampling squares are to be surveyed during comparable time periods (i.e. ideally the same fortnight) within these general date restrictions. Fieldworkers are recommended to cover the transects at least once before the first survey, to get familiar with the path of the transects.

Some species (e.g. thrushes *Turdidae*) are extremely demonstrative during the very early morning. In order to avoid an overrepresentation of those species during the surveys, fieldworkers are asked to start the walking itineraries at least one hour after sunrise and to complete the surveys within five hours after sunrise.

These requirements allow the conduction of two surveys in two sampling squares close to each other during the same day.

Meteorological conditions

A series of meteorological parameters are recorded on the field form because the meteorological conditions can explain variation in the number of detected territories among sampling squares. The following information is requested and will be considered in the further statistical analyses:

- Temperature (in °C)
- Precipitation (0, drizzle, shower, hail or fog)
- Cloud coverage (estimation in %)
- Wind force (see Table 2).

Table 2: Beaufort wind scale.

Windforce (Beaufort)	Observable effect
0	Smoke rises vertically
1	Wind motion visible in smoke
2	Wind felt on exposed skin, leaves rustle
3	Leaves and smaller twigs in constant motion
4	Dust is raised, small branches begin to move
5	Branches of a moderate size move, small trees begin to sway
6	Whistling heard in overhead wires
7	Whole trees in motion
.....	

Surveys should logically be avoided during unfavourable meteorological conditions (abnormally cold temperatures for the season or snowfall, persistent heavy rain and showers, thunderstorms, strong winds above 4 on the Beaufort scale).

Brief interruptions of the fieldwork are allowed when the meteorological conditions deteriorate temporarily (e.g. showers or gusts). Such interruptions should be reported in the field forms and the bird individuals that are detected during these breaks are not recorded. In case of persistent meteorological deterioration, the survey is to be cancelled and restarted from scratch later on during the breeding season.

Additional requirements

In order to ensure data consistency over time and to decrease the effect of varying skills or experience of the manifold birdwatchers involved in the COBIMO-LUX scheme, a same fieldworker is in charge of one or several sampling squares. This involves that, in this or those square(s), he/she carries out the different walked itineraries within the same breeding season and over the different years (on the 1- or 3-year basis). During the data collection, other activities (e.g. photography, survey of other taxonomic groups, or playing of sound devices) are prohibited.

The guidelines detailed in the methodology are to be closely followed in order to collect comparable data in the different sampling squares and to derive reliable population trends from those data.

4) Data contribution

After the fieldwork, the records and notes reported in the field forms are either accurately reproduced on a blank field form or submitted in an online encoding tool:

- **Paper field forms** – The fieldworker duplicates the final field form for personal archiving and sends the original one along with the list of species codes to the coordination office before the 15th of July.
- **Online data encoding** (Fig. 3) – The data submission via an online data encoding system before the 15th of July is recommended in order to save time for the coordination office and to reduce the chances of transcription mistakes.

The online data-encoding tool has been developed for the field ornithologists participating in the COBIMO-LUX scheme in collaboration with the National Museum of Natural History of Luxembourg (URL: <http://biodiversiteit.mnhn.lu/drupal/en>).

5) Acknowledgements

We are grateful to L. Brotons (Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona, Spain), S. Gualar Rivero & S. Herrando (Institut Català d'Ornitologia, Barcelona, Spain), J.-Y. Paquet (Natagora, Namur, Belgium) and H. Schmid (Swiss Ornithological Institute, Sempach, Switzerland) for guiding advices. M. Moes (GeoData, Bertrange, Luxembourg) is thanked for helpful methodological and technical support. The *Ministry of Sustainable Development and Infrastructures* of Luxembourg financially supported the implementation of the COBIMO-LUX scheme.

The following fieldworkers participated to the COBIMO-LUX in 2009 (in alphabetical order): G. Biver, G. Conrady, T. Conzemius, M. Cordella, J. Fricke, R. Gloden, J.-M. Haas, P. Jungers, M. Junio, P. Kalmes, F. Kinnen, J. Krecké, P. Lorgé, E. Melchior, E. Mentgen, R. Mettenhoven, F. Muller, N. Paler, R. Peltzer, J. Smole, R. Streicher, M. Ulmerich and J. Weiss.

6) Literature

- Baillie S.R., J.H. Marchant, H.Q.P. Crick, D.G. Noble, D.E. Balmer, C. Barimore, R.H. Coombes, I.S. Downiel, S.N. Freeman, A.C. Joys, D.I. Leech, M.J. Raven, R.A. Robinson & R.M. Thewlis (2007): *Breeding Birds in the Wider Countryside: their Conservation Status 2007*. British Trust for Ornithology. BTO Research Report 487, Thetford.
- Bibby C.J., N.D. Burgess, D.A. Hill & S.H. Mustoe (2000): *Bird Census Techniques*. Academic Press. London. 2nd edition.
- BirdLife International (2004): *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge, UK.

- Biver G. (2008): Wiesenvogel-Kartierung 2007: Vorkommen von Schafstelze *Motacilla flava*, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Braunkehlchen *Saxicola rubetra* in drei ausgewählten Grünlandgebieten - Vergleichsstudie zu 1996. *Regulus* WB 23: 1-12.
- Biver G. & T. Conzemius (2010): Die territoriale Revierpopulation des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg 2009. *Regulus* WB 25: 14-28.
- Conseil de Gouvernement (2007): Plan National Protection Nature (2007-2011): Plan d'Action et Rapport Final. Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg, Ministère de l'Environnement, Luxembourg.
- Conzemius T. (1998): Revierkartierung der "territorialen Saison-Population" des Rotmilans *Milvus milvus* 1997 in Luxemburg. *Regulus* WB 17: 1-26.
- Conzemius T. (2006): Die Rückkehr des Wanderfalken *Falco peregrinus* nach Luxemburg. *Regulus* WB 21: 40-43.
- European Environmental Agency (2002): Environmental Signals 2002 - Benchmarking the Millennium. Environmental assessment report No 1. Copenhagen, Denmark.
- European Environmental Agency (2007): Halting the Loss of Biodiversity by 2010: Proposal for a First Set of Indicators to Monitor Progress in Europe. EEA Technical report No 11. Copenhagen, Denmark.
- Herrando S., L. Brotons, J. Estrada & V. Pedrocchi (2008): The Catalan Common Bird Survey (SOCC): a tool to estimate species population numbers. *Revista Catalana d'Ornitologia* 24: 138-146.
- Herrando S. & G. Gargallo (2009): The importance of sampling-site data when communicating the results of monitoring schemes: the case of www.sioc.cat. *Bird Census News* 22: 2-7.
- Jans M., P. Lorgé & J. Weiss (2000): Der Schwarzstorch *Ciconia nigra* in Luxemburg. *Regulus* WB 18: 15-30.
- Klvanová A. & P. Vorísek (2007): Review on large-scale generic population monitoring schemes in Europe 2007. *Bird Census News* 20: 50-56.
- Lorgé P. (2007): Die Bestände von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Luxemburg zwischen 1997 und 2003. *Regulus* WB 22: 30-35.
- Lorgé P. & T. Conzemius (2007): Der Uhu *Bubo bubo* in Luxemburg. *Regulus* WB 22: 36-41.
- Luder R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. *Ornithologischer Beobachter* 78: 137-192.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas of Breeding Birds in Luxembourg. Lëtzebuurger Natur- a' Vulleschutzliga, Luxembourg.
- PECBMS (2009): The State of Europe's Common Birds 2008. CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.
- Peltzer R. (1977): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. *Regulus* 12: 222-233.
- Peltzer R. (1978): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. *Regulus* 12: 332-337.
- Peltzer R. (1981): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. *Regulus* 14: 72-77.
- Risely K., D.G. Noble & S.R. Baillie (2008): The Breeding Bird Survey 2007. British Trust for Ornithology. BTO Report Number 508. Thetford.
- Schmid H. (2008): How to count birds in the field, p. 60-63 in Vorísek P., Klvanová A., Wotton S. & Gregory R.D. (eds): A Best Practice Guide for Wild Bird Monitoring Schemes. CSO/RSPB, Trebon, Czech Republic.
- Schmid H., N. Zbinden & V. Keller (2004): Surveillance de l'Evolution des Effectifs des Oiseaux Nicheurs Répandus en Suisse. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Titeux N., G. Biver, P. Lorgé & L. Hoffmann (2009a): Implementation of the Common Bird Monitoring scheme in Luxembourg. *Bird Census News* 22: 42-50.
- Titeux N., M. Moes & L. Hoffmann (2009b): Élaboration d'un Programme de Surveillance et de Monitoring de la Biodiversité au Luxembourg. Ministère de l'Environnement & Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann, Luxembourg.
- Vorísek P., A. Klvanová, S. Wotton & R.D. Gregory (2008): A Best Practice Guide for Wild Bird Monitoring Schemes. CSO/RSPB, Trebon, Czech Republic.

- Vorísek, P. & J.H. Marchant (2003): Review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. *Bird Census News* 16: 16-32.
- Wilson A.M. & R.J. Fuller (2001): *Bird Populations and Environmental Change – Countryside Survey 2000 Module 5*. British Trust for Ornithology. BTO Research Report 263. Thetford.

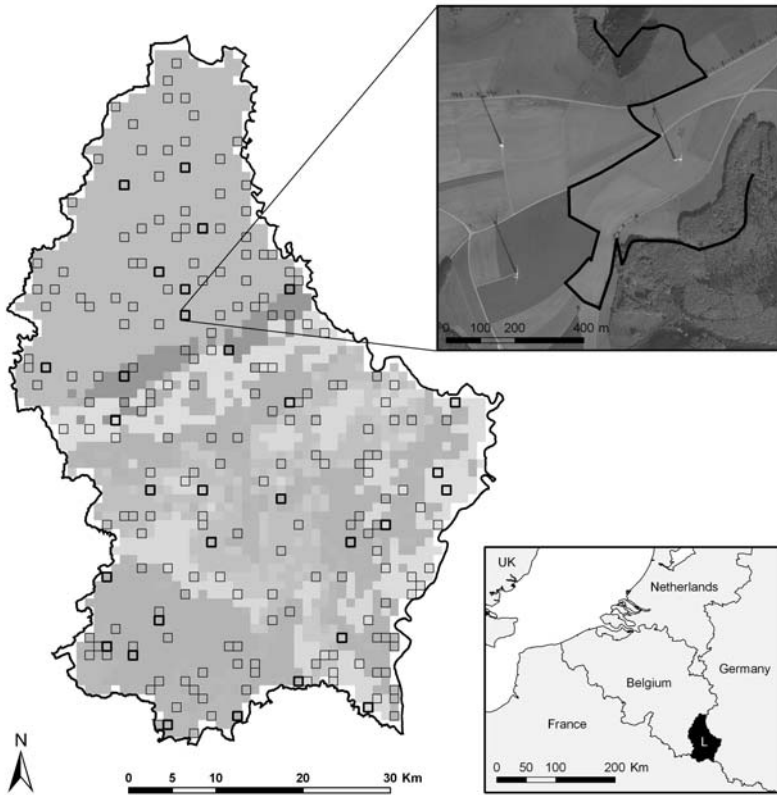


Figure 1: Location of the 224 sampling squares for the COBIMO-LUX scheme: squares randomly selected for sampling on a one- (bold line) and three-year (thin line) basis in the countryside after the stratified random sampling procedure. The main environmental strata in Luxembourg used in the stratification system are shown in the background. The route for a walked itinerary within a 1 km-resolution square of the COBIMO-LUX scheme is illustrated (from Titeux et al. 2009b).

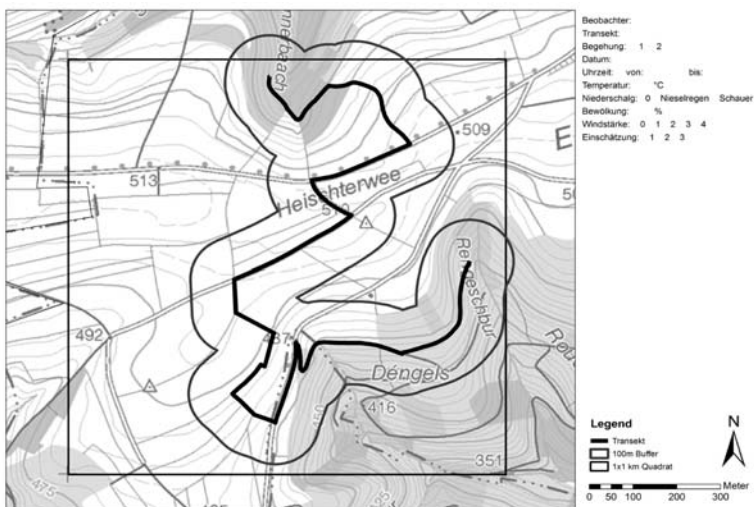


Figure 2: Illustration of a field form, showing the topographical map of the sampling square and the route of the field transect. All bird individuals recorded along the walked itinerary are to be reported on the map using species codes. The right side of the field form is used to report additional information (e.g. specific comments, meteorological conditions, reliability of the results of the survey).

Common Bird Monitoring | Musée national d'histoire naturelle, Luxembourg - Mozilla Firefox

Datei Bearbeiten Ansicht Chronik Lesezeichen Ergänz Hilfe
http://birdmonitoring.mnh.lu/brupal/de/node/231?occurrence_id=675

Monitorebene Seiten Erste Schritte Aktuelle Nachrichten
 Common Bird Monitoring | admin

Wien, 01/27/2010 22:28 — admin

Thank you for submitting your data.

Erfassung Feststellung hinzufügen Liste der Feststellungen

Art: *
 Überzeugung: Gut *
 Koordinaten: *
 Auf Karte klicken um Koordinaten festzulegen

Anzahl: 1 *
 Schätzung: ☒ Nein ☐ Ja
 Revieranzeigend: ☐ Nein ☒ Ja
 Bruststatus: BB02 - Gesang / Balz
 Überfliegend: ☒ Nein ☐ Ja
 Kommentar:

Feststellung speichern

Fertig

Kehmen
 C.R. 308
 Eolienne
 Eolienne

Figure 3: Illustration of the online data-encoding system for the COBIMO-LUX scheme. This web interface is linked to a biodiversity database (Recorder, National Museum of Natural History of Luxembourg) and allows for easy encoding and reporting of species records.

Identification des zones d'intérêt ornithologique au Luxembourg

Soumission de la sélection des zones en tant que *Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux* selon *BirdLife International* et en tant que *Zones de Protection Spéciale* selon la « Directive Oiseaux » (79/409 CEE) - Proposition de février 2010

Gilles Biver¹, Patric Lorgé, Tom Conzemius & Jean Weiss

¹ Centrale ornithologique Luxembourg, 5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer, col@luxnatur.lu

Résumé :

Le but de la présente proposition est l'établissement d'une liste d'espèces pour la sauvegarde desquelles le Luxembourg porte une responsabilité et la désignation d'un réseau de zones d'intérêt ornithologique complet en révisant le réseau de zones existant, notamment selon la « Directive Oiseaux » 79/409/CEE tout en se basant sur les critères émis par *BirdLife International*.

A cette fin, les meilleures connaissances scientifiques actuelles (état 2009) des distributions des différentes espèces d'oiseaux en question au Luxembourg ont été utilisées, tout en intégrant leur situation de statut et de protection au niveau de la Grande-Région autour du Luxembourg et en Europe.

63 espèces ont été identifiées pour lesquelles le Luxembourg porte une responsabilité quant à leur conservation et un total de 19 zones d'intérêt ornithologique a été déterminé. Toutes les zones remplissent les critères d'importance européenne communautaire, tandis que six zones sont en plus d'une importance européenne continentale.

Les *Zones de Protection Spéciale* respectivement les *Zones Importantes pour la Conservation Ornithologique*, déjà désignées en 1997, ont été revalidées comme zones d'intérêt ornithologique. Néanmoins sept nouvelles zones sont proposées par la LNVL, notamment pour des espèces inféodées aux paysages ouverts ou encore pour la Gélinotte des bois *Tetrastes bonasia*.

Abstract: **Identification of areas of ornithological interest in Luxembourg**

The goal of the present study is the identification of the species for which Luxembourg has a responsibility, and the designation of a complete network of zones of ornithological interest by revising the network of the existing areas, in particular in the light of the "Bird Directive" 79/409/CEE and based on the criteria of *BirdLife International*. To this end, the most accurate and best scientific knowledge (state of 2009) about the distribution of the different bird species targeted was used. In addition, their situation and state of protection at the level of the greater region beyond the borders of Luxembourg and in more generally in Europe were integrated.

63 species were identified for which Luxembourg has a responsibility with respect to their conservation and in total 19 areas of ornithological interest were determined. All areas fulfill the criteria being of European Community importance and even six areas are in addition of continental European importance.

The status of the *Special Protection Areas* and the *Important Bird Areas* already designated in 1997 was again validated. In addition, seven new areas are proposed by the LNVL, particularly with respect to species pledged to open landscapes or to the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*.

Zusammenfassung : Identifizierung von ornithologisch bedeutsamen Gebieten in Luxemburg

Ziel der gegenwärtigen Studie ist die Erstellung einer Artenliste für die Luxemburg eine Verantwortung hat, sowie die Festlegung eines kompletten Netzwerks von Gebieten von ornithologischem Interesse. Zu diesem Zweck wird das Netzwerk der bestehenden Gebiete im Licht der Vogelschutzrichtlinie 79/409/CEE, sowie der Kriterien von *BirdLife International*, überarbeitet. Die aktuellste wissenschaftliche Kenntnis (Stand 2009) über die Verteilung der einzelnen Arten in Luxemburg wurde berücksichtigt. Gleichzeitig wurden Verbreitung und Status der Arten in der Großregion über die Grenzen Luxemburgs hinweg und allgemein in Europa integriert.

63 Arten wurden identifiziert, für deren Schutz Luxemburg eine besondere Verantwortung trägt, und es wurden insgesamt 19 Gebiete von ornithologischem Interesse bestimmt. Alle diese Gebiete erfüllen die Kriterien um von kommunal-europäischer Wichtigkeit zu sein, während sechs Gebiete sogar von kontinental europäischer Wichtigkeit sind.

Die Vogelschutzgebiete, sowie die *Important Bird Areas*, die bereits 1997 bestimmt wurden, sind erneut als Gebiete von ornithologischem Interesse anerkannt worden. Die LNVL schlägt sieben weitere neue Gebiete vor, die insbesondere Arten der offenen Landschaft sowie das Haselhuhn *Tetrastes bonasia* betreffen.

1. Introduction

La présente proposition a pour but d'exposer un concept pour l'identification des zones d'intérêt ornithologique au Luxembourg afin de soumettre la sélection en tant que *Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux* (IBA pour *Important Bird Area*) selon *BirdLife International* (Heath & Evans, 2000) et de les proposer comme *Zones de Protection Spéciale* (ZPS) selon la directive 79/409 CEE, dite « Directive Oiseaux » (CEE, 1979), au Luxembourg. La liste des espèces pour lesquelles le Luxembourg porte une responsabilité quant à leur conservation est revue. Les zones d'intérêt ornithologique importantes quant à la conservation de ces espèces sont identifiées en nombre suffisant et en surface suffisante, notamment selon l'article 4 de la « Directive Oiseaux » tout en se basant sur les critères émis par *BirdLife International*. A cette fin, les meilleures connaissances scientifiques actuelles (état de connaissance de 2009) de la distribution des différentes espèces d'oiseaux en question ont été utilisées, tout en intégrant leur situation de statut et de protection au niveau de la Grande-Région autour du Luxembourg - Wallonie (Belgique), Lorraine (France), Sarre, Rhénanie-Palatinat (Allemagne) - et dans le contexte européen en général.

2. Cadre

2.1 Recommandations pour la sélection des IBA

Les Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux (IBA) sont des surfaces qui abritent des effectifs significatifs d'espèces soit de passage en halte migratoire, soit d'hivernants, soit de nicheurs, atteignant les seuils numériques fixés par au moins un des trois types de critères selon Heath & Evans (2000) :

- A : importance mondiale,
- B : importance européenne,
- C : importance au niveau de l'Union européenne (ou importance communautaire).

Effectivement, l'inventaire des IBA constitue une source d'information relative au statut des espèces patrimoniales, des habitats qu'elles occupent, des mesures de conservation qui y sont appliquées et du degré de protection existant. Ainsi, les inventaires nationaux des différents pays membres de l'Union européenne constituent la référence pour toute (nouvelle) désignation des ZPS dans ces pays.

2.2 Revendications des directives européennes visant la conservation d'habitats et d'espèces

La « Directive Oiseaux » vise à assurer une protection de toutes les espèces d'oiseaux vivant naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen (article 1). L'Annexe I de la directive énumère les espèces les plus menacées de la Communauté qui doivent faire l'objet de mesures

de conservation spéciales concernant leur habitat afin d'assurer leur survie et leur reproduction. Chaque Etat membre doit, à ce titre, classer les sites les plus appropriés, en nombre et en superficie, à la conservation de ces espèces en « Zones de Protection Spéciale » (article 3). Les Etats membres doivent prendre les mesures nécessaires pour écarter toute pollution, détérioration de l'habitat ainsi que les perturbations touchant les oiseaux, pour autant qu'elles aient un effet significatif par rapport aux objectifs de la directive et son article 4-1. Il en est de même pour les espèces migratrices non visées à l'Annexe I dont la venue est régulière, compte tenu des besoins de protection dans la Communauté en ce qui concerne leurs aires de reproduction, de mue, d'hivernage ou leurs zones de haltes migratoires (article 4-2) tout en tenant compte de la Convention de Bonn relative à la conservation des espèces migratrices (1979). Dans ce cas, une importance particulière doit être attribuée à la protection des zones humides d'importance internationale, selon la Convention de Ramsar relative aux zones humides (1971).

La Directive 92/43/CEE, dite « Directive Habitat Faune Flore », se rallie à la « Directive Oiseaux » et demande par son article 3-1 un réseau de zones de protection cohérent, appelé *Natura 2000*, formé par des Zones Spéciales de Conservation (ZSC) et des ZPS (CEE, 1992). Cette directive a pour objet de contribuer à assurer la biodiversité par la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages sur le territoire européen des Etats membres où le traité s'applique (article 2-1). Les mesures prises en vertu de cette directive visent à assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire (article 2-2). L'état de conservation d'une espèce est considéré comme favorable par la directive, si :

- les données relatives à la dynamique de la population de l'espèce en question indiquent que cette espèce continue et est susceptible de continuer à long terme à constituer un élément viable des habitats naturels auxquels elle appartient ;
- l'aire de répartition naturelle de l'espèce ne diminue ni ne risque de diminuer dans un avenir prévisible ;
- il existe et il continuera d'exister un habitat suffisamment étendu pour que ses populations se maintiennent à long terme.

Dans l'analyse présente de la distribution des espèces d'oiseaux, il est également tenu compte des ZSC comme zones de conservation établies si la gestion de ces sites concorde avec les exigences des espèces d'oiseaux ciblées.

2.3 Réseaux des zones existantes : historique et état actuel

En 1990, le Ministère de l'Environnement a proposé trois ZPS à la Commission Européenne, mais sans base scientifique. La critique de la Commission ne se faisait pas attendre et en 1997 invitait le Grand-Duché de Luxembourg à proposer des ZPS sur base de données ornithologiques. La Centrale ornithologique du Luxembourg, à cette date nouvellement créée, était chargée d'identifier et de proposer des zones sur base des meilleures données disponibles à ce stade. Ainsi 12 ZPS ont été proposées à la Commission.

Les 12 ZPS correspondent en surface entièrement à la proposition de la *Lëtzebuurger Natur- a Vulleschützliga* (LNVL) – *BirdLife Luxembourg* présentée simultanément à *BirdLife International* comme IBA (carte 1). Jusqu'à ce jour, neuf IBA, acceptés par *BirdLife International*, existent pour le Luxembourg (Lorgé 2000). La superficie des ZPS / IBA totalise 13.915 ha qui représentent 5,4% de la surface du Luxembourg.

Des inventaires plus détaillés de certaines espèces réalisés par la LNVL ont montré par la suite que les nœuds de distribution de plusieurs espèces de l'annexe I ne se trouvaient pas ou seulement en partie dans le réseau NATURA 2000 ou dans les IBA proposés par la LNVL à *BirdLife International*.

Lors de l'élaboration du plan national pour la protection de la nature (PNPN), document stratégique qui cite les objectifs et les cibles précis pour la protection de la nature au Luxembourg, la LNVL a fait remarquer la nécessité de désigner des ZPS supplémentaires. La raison de cette requête était le manque de protection de certaines espèces de l'annexe I et autres espèces d'oi-

seaux visées par la « Directive Oiseaux ». Notamment des espèces des milieux ouverts, comme les milans *Milvus spp.* et la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio*, ainsi que la Gélिनotte des bois *Tetrastes bonasia* (syn. : *Bonasa bonasia*) étaient visées. Une telle démarche est soutenue par la Commission Européenne, car la Cour Européenne de Justice déclare par l'arrêt C-3/96, du 3 mai 1996, que les Pays-Bas avaient omis de classer un nombre suffisant et une superficie suffisante de ZPS par rapport à une proposition d'IBA par des organismes naturalistes.

Dans la même idée et par le biais du Plan national de la Protection de la Nature, le Conseil de Gouvernement du Luxembourg (2007) a reconnu la nécessité de compléter le réseau Natura 2000. De même, l'Observatoire de l'Environnement naturel, organe dont la mission est le suivi de la mise en œuvre du PNPN, a recommandé dans son rapport 2007-2009, la désignation de nouvelles ZPS en vue de la protection d'oiseaux inféodés au milieu ouvert ainsi que de la Gélिनotte des bois (2009).

3. Méthodologie

3.1 Critères pour la sélection des espèces

Selon l'article 4-1 de la « Directive Oiseaux », les espèces à retenir pour la sélection des zones d'intérêt ornithologique au Luxembourg sont évidentes: il s'agit des espèces d'oiseaux de l'annexe I régulièrement présentes au Luxembourg et notamment:

- les espèces menacées de disparition;
- les espèces vulnérables à certaines modifications de leurs habitats;
- les espèces considérées comme rares parce que leurs populations sont faibles ou que leur répartition locale est restreinte ;
- les autres espèces nécessitant une attention particulière en raison de la spécificité de leur habitat.

La même directive demande par son article 4-2 aux Etats membres de prendre les mêmes mesures pour les espèces migratrices non-mentionnées dans l'annexe I, dont la venue est régulière, compte tenu des besoins de protection dans la Communauté en ce qui concerne leurs aires de reproduction, de mue, d'hivernage ou leurs zones de haltes migratoires.

Tandis que la situation pour les espèces visées par l'article 4-1 est évidente, la sélection des espèces visées par l'article 4-2 s'avère plus difficile. Toutes les espèces migratrices ne peuvent être retenues : parmi les espèces migratrices régulièrement présentes au Luxembourg se trouvent des espèces très fréquentes et à distribution très large, tels la Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla* ou le Pouillot véloce *Phylloscopus collybita*, espèces qui ne devraient pas être décisifs pour la désignation de zones d'intérêt ornithologique.

Ainsi les auteurs du présent texte ont spécifié et adapté les normes de la directive concernant l'article 4-2. Ont d'abord été retenues les espèces migratrices figurant sur la Liste Rouge des oiseaux nicheurs au Luxembourg (Lorgé et al. 2010) dans les catégories EX (« Eteinte »), EN (« En danger critique d'extinction ») ou VU (« En danger »), ainsi que les catégories DD (« Données insuffisantes ») et RR (« Restriction régionale »).

De plus, les espèces migratrices dont le statut peut être qualifié de « Défavorable » en Europe et dont la distribution mondiale se concentre sur l'Europe ont été retenues. *BirdLife International* a publié une telle analyse avec une liste d'espèces dans *Birds in Europe 2* (*BirdLife International*, 2004) qui est une seconde révision du statut de conservation de l'ensemble des espèces d'oiseaux indigènes du continent européen (tableau 1). Les espèces prioritaires qui méritent une attention spéciale en Europe (*Species of European Conservation Concern* – SPEC) y ont été identifiées afin qu'elles puissent bénéficier d'actions de conservation pour améliorer leur statut.

**Tableau 1 : Méthode de classement selon *Birds in Europe 2*
(*BirdLife International*, 2004)**

Catégorie	Espèce européenne menacée au niveau mondial	Statut de conservation en Europe	Population mondiale ou aire de distribution concentrée en Europe
SPEC1	Oui	-	-
SPEC2	Non	Défavorable	Oui
SPEC3	Non	Défavorable	Non
Non-SPEC E	Non	Favorable	Oui
Non-SPEC	Non	Favorable	Non

La classification selon les statuts de menace au niveau mondial et européen suit les critères de la Liste Rouge de l'IUCN. Une espèce est considérée comme concentrée en Europe si plus de 50% de ses populations nicheuses ou hivernantes, ou 50% de son aire de distribution sont incluses dans le continent européen. Ainsi les espèces qualifiées comme SPEC1 ou SPEC2 ont également été retenues pour la sélection. D'une façon générale, une grande partie des espèces classées en tant que SPEC1 et SPEC2 figurent également sur l'annexe I de la « Directive Oiseaux », ce qui souligne la concordance entre les exigences de la directive et celles de *BirdLife International*.

La liste rouge des oiseaux nicheurs du Luxembourg et les espèces SPEC1 et SPEC2 ne devraient toutefois que servir en tant qu'orientation pour la sélection des espèces. Ainsi les auteurs ont proposé une liste complétée par quelques espèces pour lesquelles l'approche de la protection par zone est profitable :

- soit susceptibles de changer de statut de menace ;
- soit à l'habitat déjà détérioré risquant d'être dégradé davantage ;
- soit à la distribution restreinte ;
- soit bénéficiant d'un plan d'action européen ou national.

Ainsi une liste finale a été proposée qui ne devrait pas être réadaptée à chaque modification de statut d'une de ces espèces.

3.2 Critères pour la sélection et la délimitation des zones d'importance ornithologique

Suivant les publications de l'IUCN (1994) et de Heath & Evans (2000), une zone d'intérêt ornithologique peut être qualifiée en tant que partie d'un paysage ou d'une région, dans laquelle des espèces sélectionnées sont présentes en nombre et en densité supérieures à la moyenne, dans laquelle des habitats importants pour ces espèces sont abondants et dans laquelle des mesures de conservation peuvent être entreprises afin de garantir le maintien des espèces en question.

Les informations pour la distribution et les effectifs des espèces au Luxembourg se basent sur différents inventaires pour des espèces clés, réalisés les dernières années (notamment depuis l'an 2000) par le groupe de travail ornithologique de la LNVL ainsi que sur les fichiers ornithologiques maintenus par la LNVL. Ainsi pour différentes espèces, les informations d'un inventaire national ou régional étaient disponibles, comme pour la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* (Fricke, non-publié), les milans *Milvus spp.* (Biver & Conzemius 2010^{1,2}), la Pie-grièche grise *Lanius excubitor* (Biver et al. 2007) ou le Vanneau huppé *Vanellus vanellus* (Biver 2009). Pour d'autres espèces, il existe une très bonne connaissance des noyaux de distribution les plus importants grâce à des suivis annuels, tels la Cigogne noire *Ciconia nigra* (Jans, non-publié), le Faucon pèlerin *Falco peregrinus* (Conzemius 2006), le Hibou grand-duc *Bubo bubo* (Lorgé & Conzemius 2007) ou le Blongios nain *Ixobrychus minutus* (Gloden, non-publié). Pour d'autres espèces, comme le Râle des Genêts *Crex crex*, des sites supplémentaires ont été proposés comme zone d'intérêt ornithologique (Biver & Lorgé 2008). Cette proposition était basée sur une meilleure connaissance des sites les plus appropriés. Pour d'autres espèces encore, comme le

Pic mar *Dendrocopos medius* ou le Pic cendré *Picus canus*, les informations disponibles dans la banque de données ont été utilisées (« best available data »). Les effectifs des espèces, peu connus faute d'inventaires récents, ont été estimés et publiés dans Lorgé & Biver (2010).

Selon les critères de *BirdLife International* dans Heath & Evans (2000), il est important de choisir les cinq zones les plus appropriées par espèce et de même la Commission Européenne demande également de choisir les zones les plus adéquates par espèce. Couvrir une espèce par le biais du choix de zones attribuées à d'autres espèces est généralement jugé comme insuffisant, si des zones plus appropriées sont connues. Ainsi pour chaque espèce, jusqu'à cinq zones les plus appropriées ont été déterminées.

La désignation de zones est relativement problématique pour des espèces plus communes respectivement répandues. Ce problème devrait être résolu par la détermination de noyaux de densité de la répartition de ces espèces. Si à l'inverse des régions avoisinantes, une zone considérée concentre des lieux de nidification, de nourrissage, de passage ou d'hivernage pour une espèce, alors il s'agit d'un noyau pour l'espèce en question par rapport à la surface du Luxembourg. La règle des cinq noyaux à la plus haute densité a été appliquée pour les espèces choisies qui sont assez communes respectivement répandues.

La protection d'un effectif minimal par espèce est tout aussi important que la sélection des zones les plus appropriées, afin de garantir leur conservation à long terme. Un pourcentage minimal de l'effectif d'une espèce doit être représenté dans le réseau des zones d'intérêt ornithologique (appelé à la suite degré de conservation) qui varie en fonction de son statut de menace, de la sensibilité de l'espèce ou encore du degré de responsabilité que porte un pays pour l'espèce. La notion du degré de conservation minimale était largement reconnue par la Commission Européenne lors de l'élaboration des concepts d'identification des ZPS dans différents pays fédéraux allemands (Tamm et al. 2004, LUBW 2007).

Ainsi, il était utile de fixer des degrés de conservation minimale pour les différentes espèces tout en tenant compte de la responsabilité que le Luxembourg a dans la Grande-Région autour du Luxembourg et en Europe. Voilà pourquoi en règle générale, les zones choisies par espèce devraient être suffisantes en nombre et en surface pour que 20% ou plus des effectifs par espèce se trouvent dans des zones protégées avec une gestion adaptée pour les espèces cibles.

Le Luxembourg étant un pays à petite surface (2.586 km²), la comparaison ne pouvant être faite avec l'Europe entière, la comparaison des effectifs a été réalisée avec les régions voisines, c.-à-d. la Wallonie, la Lorraine, la Sarre et la Rhénanie-Palatinat. La surface de la Grande-Région est de 63.401 km². Le Luxembourg représentant 3,95% de la surface de la Grande-Région, il est estimé que le Luxembourg porte une responsabilité particulière s'il détient plus de 10% de l'effectif d'une espèce dans la Grande-Région et que le Grand-Duché a une responsabilité spéciale s'il détient plus de 20% de l'effectif de la Grande-Région. Les effectifs de la Grande-Région ont été cumulés par les informations mises à disposition par Malenfant (comm. pers.) pour la Lorraine, Jacob (comm. pers.) pour la Wallonie, Dietzen & Folz (2008) pour la Rhénanie-Palatinat et Bos et al. (2005) pour la Sarre. Des informations plus récentes concernant les effectifs des régions voisines ont été intégrées.

En tenant compte du degré de menace des espèces au niveau européen et en considérant la responsabilité que porte le Luxembourg par rapport à la Grande-Région pour les espèces, certaines règles d'exception par rapport au degré minimal de conservation de 20% ont été introduites:

- Pour des espèces particulièrement menacées, telles les espèces SPEC1, toutes les zones dans lesquelles la venue de l'espèce est régulière, sont proposées pour être protégées.
- En ce qui concerne des espèces pour lesquelles le Luxembourg porte une certaine responsabilité dans la Grande-Région, deux cas d'exception sont prévus, considérant le degré de concentration de l'espèce au Luxembourg par rapport à la Grande-Région:
- Le Luxembourg détient plus de 10% de l'effectif de la Grande-Région, alors 20 à 60% de l'effectif devront se trouver dans des zones protégées;
- Le Luxembourg détient plus de 20% de l'effectif de la Grande-Région, alors 60% ou plus de l'effectif devront se trouver dans des zones protégées.

- En plus, pour les espèces dont la distribution est plutôt régionale et qui ont une présence faible au Luxembourg, tous leurs sites de venue régulière sont proposés pour être protégés.

Les zones d'intérêt ornithologique sont délimitées géographiquement dans la mesure du possible de façon à ce que la zone :

- soit différente en caractère, en habitat et en intérêt ornithologique par rapport aux régions environnantes;
- existe en tant qu'autre type de zone protégée ou peut être gérée comme entité de zone par des mesures de conservation;
- soit une zone qui présente les conditions requises pour l'occupation par les espèces clés à considérer.

Pour des raisons pratiques, la délimitation des zones d'intérêt ornithologique suivait des routes ou des limites de grandes zones urbaines (si sans intérêt pour les espèces considérées), des limites naturelles, telles des structures paysagères, des rivières, des lisières de forêts, ou des limites de zones protégées existantes. Par la suite, les limites des zones d'intérêt ornithologique supplémentaires, respectivement les propositions pour les agrandissements des zones existantes, ont été digitalisées grâce à des outils GIS (« geographical information system ») tout en utilisant la distribution connue des espèces en question, les meilleures connaissances de terrain et les cartes topographiques 1 :20.000. Ainsi la résolution des zones proposées peut être considérée comme relativement détaillée, mais peut également être vue comme indicative.

La Cour Européenne de Justice a confirmé que l'identification et la délimitation des ZPS doivent reposer exclusivement sur des critères et des arguments scientifiques. Par contre, les propos économiques sont secondaires, selon l'arrêt C-44/95 de la Cour du 11.7.1996 – Lappel-Bank. Cette décision s'applique même si les exigences économiques sont d'un intérêt général supérieur à celui auquel répond l'objectif écologique de la « Directive Oiseaux » ou représentent des raisons impératives d'intérêt public majeur visées par l'article 6-4 de la « Directive Habitats ».

4. Résultats

4.1 Proposition de la liste des espèces

Pour résumer, toute espèce dont la présence est régulière pour une ou plusieurs zones au Luxembourg a été retenue, si elle figure soit sur l'annexe I de la « Directive Oiseaux », soit dans les listes proposées par *BirdLife International* en tant que SPEC1 ou SPEC2, soit sur la liste rouge des oiseaux nicheurs du Luxembourg en tant que « Eteinte », « En danger critique d'extinction », « En danger », « Données insuffisantes » ou « Restriction régionale ». Différentes espèces, susceptibles de changer de statut de menace ont été rajoutées à la liste pour garantir une stabilité de la sélection.

Des 193 espèces et sous-espèces citées dans l'annexe I de la « Directive Oiseaux », 15 espèces sont des nicheurs réguliers au Luxembourg, 3 sont des nicheurs occasionnels et 15 autres espèces sont des migrants et/ou des hivernants.

3 espèces qualifiées de SPEC1 sont régulièrement observées au Luxembourg. Ces 3 espèces figurent également sur l'annexe I de la « Directive Oiseaux ».

8 espèces qualifiées de SPEC2 et dont la venue est régulière au Luxembourg remplissent les critères de la proposition présente et sont donc rajoutées à la liste. A noter que 8 autres espèces qualifiées de SPEC2 figurent également dans la liste des espèces de l'annexe I.

18 espèces figurant sur la Liste Rouge des espèces d'oiseaux nicheurs au Luxembourg ont été rajoutées, car y figurant en tant que « Eteinte », « En danger critique d'extinction », « En danger », « Données insuffisantes » ou « Restriction régionale ». La liste a été prolongée de 5 espèces susceptibles de changer de statut de menace dans une des catégories dans un futur proche.

Ainsi, une liste de 63 espèces a été définie pour lesquelles le Luxembourg porte une responsabilité (tableau 2). Dans cette liste figurent également différentes espèces qui bénéficient d'un plan d'action communautaire et/ou national.

4.2 Proposition des zones

Pour toutes les espèces énumérées dans le tableau 2, le Luxembourg a une responsabilité. Ainsi les zones les plus appropriées en surface et en nombre devraient être classées comme zones de protection pour leur reproduction, leur halte en migration ou leur hibernation. La règle des cinq zones les plus appropriées a été utilisée et le degré minimal de conservation de 20% vérifié pour chaque espèce. Pour 13 espèces, une exception a été faite : soit il s'agit d'une espèce SPEC1, soit que le Luxembourg porte une responsabilité dans la Grande-Région, soit que l'espèce est à distribution limitée au Luxembourg (tableau2).

Ainsi les neuf IBA qui correspondent en surface entièrement aux 12 ZPS ont été vérifiés et revalidés comme zones d'importance ornithologique. Par contre pour deux zones des agrandissements mineurs, respectivement des changements mineurs ont été proposés:

- Vallée supérieure de l'Alzette (LU0002007), proposition d'agrandissement de 170,7 ha;
- Esch-sur-Alzette Sud-est - Anciennes minières / Ellergronn (LU0002009), proposition de légers changements et d'agrandissement mineur de 45,4 ha.

En revanche, pour différentes espèces, notamment les espèces des paysages ouverts ou encore la Gélinotte des bois, les zones les plus appropriées n'étaient pas encore désignées. Ainsi sept nouvelles zones ont été proposées pour devenir IBA et ZPS :

- Région Kiischpelt (5.955 ha)
- Vallée de l'Attert (6.563 ha)
- Région de Junglinster (3.192 ha)
- Région de Mompach, Manternach, Bech et Osweiler (3.983 ha)
- Région du Lias moyen (5.059 ha)
- Région Schuttrange, Canach, Lenningen et Gostingen (1.405 ha)
- Vallée de Trintange (2.468 ha)

Les zones à grande surface (en comparaison avec la surface relativement petite du Luxembourg) résultent de l'importance pour différentes espèces aux territoires larges ou à la „homerange" large, tels la Cigogne noire ou le Milan royal *Milvus milvus*, ou encore de la taille des noyaux de distribution large.

Ainsi un total de 19 zones d'intérêt ornithologique a été identifié pour le Luxembourg (tableau 3), totalisant une surface de 42.757 ha, donc de 16,5 % de la surface du Luxembourg. Cette augmentation se chiffre à 28.842 ha de zones d'intérêt ornithologique en plus des zones déjà désignées, donc une augmentation de 11,1% par rapport à la surface du Luxembourg. Pourtant, il est important de préciser que 14.392 ha, soit 33,6% de la surface des zones d'intérêt ornithologique sont également désignés en tant que ZSC ou Réserves naturelles nationales.

En plus de ces zones d'intérêt ornithologique, quelques ZSC sont importantes pour la conservation de certaines espèces d'oiseaux, notamment :

- Vallées de la Mamer et de l'Eisch (LU0001018)
- Vallée de l'Ernz Blanche (LU0001015)
- Vallée de l'Ernz Noire / Beaufort / Berdorf (LU0001011)
- Herborn - Bois de Herborn / Echternach - Haard (LU0001016)
- Vallée de l'Our de Ouren à Bettel (LU0001002)
- Bois de Bettembourg (LU0001077).

Toutes les zones, confirmées (préalablement classés en tant que ZPS ou IBA) ou proposés dans le présent document, remplissent les critères d'importance communautaire (critères C), tandis que neuf sites sont d'une importance supérieure, donc européenne (critères B). Par contre, au Luxembourg, aucun site ne remplit les critères de niveau mondial (critères A).

5. Conclusion

Le but de cette proposition est le développement d'un concept pour établir une liste d'espèces, pour lesquelles le Luxembourg porte une responsabilité et pour définir un réseau de zones d'intérêt ornithologique complet en révisant le réseau de zones existant.

Ce réseau de zones d'intérêt ornithologique vise le maintien des populations d'oiseaux au niveau national et au niveau de la Grande-Région et de participer à la conservation de ces espèces au niveau communautaire et au niveau européen. En plus de la désignation des zones, des mesures concrètes de conservation des espèces cibles devront être entreprises, aussi bien dans les nouvelles zones proposées que dans les zones existantes. Comme un document complet et révisé, énumérant les espèces clés pour les différentes zones d'intérêt ornithologique, les ZPS et les IBA, fait défaut, une telle liste est présentée par zone dans le tableau 3 afin d'orienter la gestion et la conservation des zones pour les espèces clés.

Cette sélection des zones d'intérêt ornithologique a été proposée à *BirdLife International* en février 2010 pour rentrer dans la procédure de classement en tant que IBA.

6. Littérature

- Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 3 Bände. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge, UK.
- Biver G. (2009): Der Kiebitz *Vanellus vanellus* in Luxemburg 2008. Regulus WB 24: 22 - 32.
- Biver G., P. Lorgé & F. Schoos (2007): Der Raubwürger *Lanius excubitor* in Luxemburg – Stand 2006. Regulus WB 22: 42 – 51.
- Biver G., R. Peltzer & J. Cungs (2008): Artenschutzprogramm Heidelerche *Lullula arborea* in Luxemburg. Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Luxembourg.
- Biver G. & C. Felten (2008): Artenschutzprogramm Haselhuhn *Bonasa bonasia* in Luxemburg. Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Luxembourg.
- Biver G. & F. Sowa (2008): Artenschutzprogramm Rebhuhn *Perdix perdix* in Luxemburg. Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Luxembourg.
- Biver G. & P. Lorgé (2008) : Présence du Râle des genêts *Crex crex* dans la vallée de l'Alzette et de ses affluents au sud de Luxembourg. Regulus WB 23: 13 - 28.
- Biver G. & T. Conzemius (2010)¹: Die territoriale Revierpopulation des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg 2009. Regulus WB 25: 13 - 27.
- Biver G. & T. Conzemius (2010)²: Die territoriale Revierpopulation des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg 2009. Regulus WB 25: 28 - 40.
- Bos J., M. Buchheit, M. Austgen & O. Elle (2005): Atlas der Brutvögel des Saarlandes. Ornithologischer Beobachtering Saar, Mandelbachtal.
- CEE (1979): Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages.
- CEE (1992): Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.
- Convention de Bonn (1979): Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage, faite à Bonn, le 23 juin 1979.
- Convention de Ramsar (1971): Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, signée à Ramsar, le 2 février 1971, telle qu'amendée par Protocole de Paris du 3 décembre 1982 et par la Conférence des Parties contractantes, le 28 mai 1987.
- Conzemius T. (2006) : Die Rückkehr des Wanderfalken *Falco peregrinus* nach Luxemburg. Regulus WB 21: 40 – 43.
- Dietzen C. & H.-G. Folz (2008): Ornithologischer Sammelbericht 2006 für Rheinland-Pfalz. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 38: 5 - 213.
- Heath M.F. & M.I. Evans (2000): Important Bird Areas in Europe. Priority Sites for Conservation. Volume 1: Northern Europe. BirdLife International Conservation Series No. 8, Cambridge, UK.
- IUCN (1994): Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

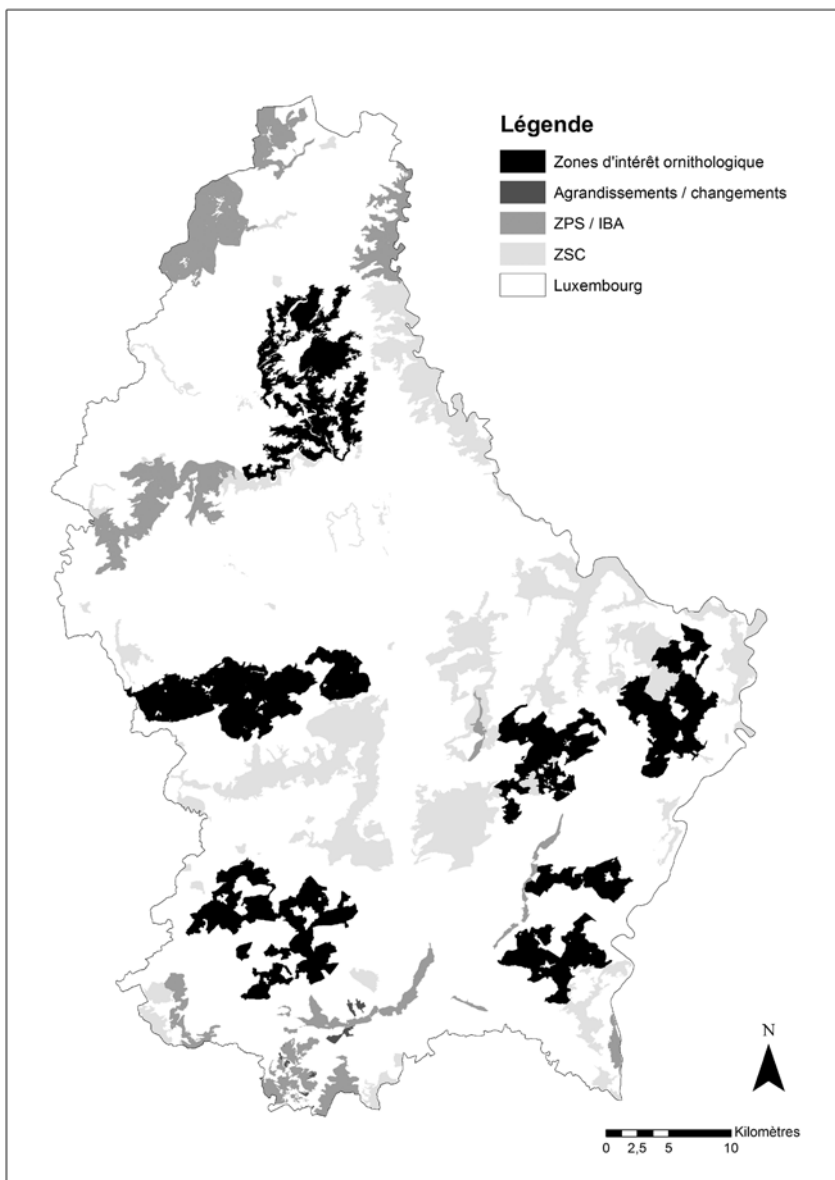
- Konter A. (2004): The Great Crested Grebe in Luxembourg. *Regulus* WB 20: 8 – 18.
- Lorgé P. (2000): Luxembourg. Pp 459 – 463 in HEATH M.F. & M.I. EVANS: Important Bird Areas in Europe. Priority Sites for Conservation. Volume 1: Northern Europe. BirdLife International Conservation Series No. 8, Cambridge, UK.
- Lorgé P. & G. Biver (2008): Artenschutzprogramm Steinkauz *Athene noctua*. Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Luxembourg.
- Lorgé P. & G. Biver (2010): Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs – Version 2009. *Regulus* WB 25: 67 - 72.
- Lorgé P. & T. Conzemius (2007): Der Uhu *Bubo bubo* in Luxemburg. *Regulus* WB 22: 36 - 41.
- LUBW (2007): Fachkonzeption der LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg zur Auswahl von Gebieten nach der Vogelschutzrichtlinie (79/409 EWG) – Entwurfsfassung vom März 2007.
- Tamm J., K. Richarz, M. Hormann & M. Werner (2004): Hessisches Fachkonzept zur Auswahl von Vogelschutzgebieten nach der Vogelschutzrichtlinie der EU. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.
- Weiss J. & N. Paler (2006): Verbreitung, Bestand und Zukunftsaussichten des Habichts *Accipiter gentilis* in Luxemburg. *Regulus* WB 21: 18 - 25.
- Weiss J. & N. Paler (2006): Verbreitung, Bestand und Zukunftsaussichten des Wespenbussards *Pernis apivorus* in Luxemburg. *Regulus* WB 21: 26 – 30.

7. Annexes

Tableau 2: Liste des espèces retenues pour la désignation de zones d'intérêt ornithologique, précisant le degré minimal de conservation par espèce et les zones les plus appropriées par espèce. Les espèces marquées par un (*) ont été rajoutées par les auteurs pour des raisons expliquées dans le texte.

Tableau 3: Liste des 19 zones d'intérêt ornithologique, précisant les espèces clés par zone et les critères par site et espèce.

- ANNEXE I = espèce figurant sur l'annexe I de la directive 79/409/CEE ;
- 4-2 = espèce migratrice visée par l'article 4-2 de la directive 79/409/CEE ;
- C6 = critère pour la sélection d'IBA visant les espèces figurant sur l'annexe I de la directive 79/408/CEE ;
- B2 = critère visant les espèces à la distribution majoritairement européenne et ayant connu un déclin les dernières décennies (SPEC2) ;
- B3 = critère visant les espèces à la distribution majoritairement européenne (Non-SPEC E) ;
- LR = espèces figurant sur la liste rouge des oiseaux nicheurs du Luxembourg ;
- SPEC = espèce à la distribution majoritairement européenne et ayant connu un fort ou un très fort déclin les dernières décennies (SPEC1, SPEC2)



Carte 1: Zones d'intérêt ornithologique: ZPS / IBA, zones d'intérêt ornithologique, ZSC, changements / agrandissements de zones confirmées

Tableau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Accipiter gentilis</i> *			LR3	<10%	top (max. 5) - 20%	Mamer - Eisch, Our, Vallée supérieure de la Sûre, Kiischpelt,...
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Article 4-2	-	LRR	<10%	espèce localisée ? 100%	Remerschen, Vallée de la Syre
<i>Acrocephalus paludicola</i>	Annexe I	SPEC1	-	<10%	SPEC1! ? 100%	Vallée de la Syre, Vallée supérieure de l'Alzette, Remerschen
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Article 4-2	Non-SPEC E	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Syre, Remerschen, Vallée supérieure de l'Alzette,...
<i>Acrocephalus scirpaceus</i> *	Article 4-2	Non-SPEC E	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Syre, Vallée supérieure de l'Alzette, Remerschen, Ernztal
<i>Aegolius funereus</i>	Annexe I	-	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Trèrterbaach
<i>Alauda arvensis</i> *	(Article 4-2)	SPEC3	LR3	<10%	top (max. 5) - 20%	grands paysages ouverts: Vallée de l'Attert, Mompach et environs, Junglinster et environs, Région du Lias moyen, Vallée de la Trèrterbaach,...
<i>Alcedo atthis</i>	Annexe I	SPEC3	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Mamer - Eisch, Vallée de la Syre, Attert, Remerschen,...
<i>Anas querquedula</i>	Article 4-2	SPEC3	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen, Vallée supérieure de l'Alzette
<i>Anser fabalis</i> *	Article 4-2	Non-SPEC E W	-	<10%	espèce localisée ? 100%	Weiler-la-Tour

Tableau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Anthus pratensis</i>	Article 4-2	Non-SPEC E	LR2	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de l'Attert, Région du Lias moyen, Vallée de la Trëtterbaach, Ernztal,...
<i>Asio flammeus</i>	Annexe I	SPEC3	-	<10%	top (max. 5) - 20%	à négliger (rare)
<i>Athene noctua</i>	-	SPEC3	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de l'Attert, Vallée de Trintange, Vallée de la Trëtterbaach, Région du Lias moyen
<i>Aythya ferina</i>	Article 4-2	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen
<i>Aythya fuligula</i>	Article 4-2	SPEC3	LR3	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen, Cornelysmillen
<i>Aythya nyroca</i>	Annexe I	SPEC1	-	<10%	SPEC1! ? 100%	Remerschen
<i>Botaurus stellaris</i>	Annexe I	SPEC3	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen
<i>Bubo bubo</i>	Annexe I	SPEC2	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Mamer - Eisch, Ernztal, Ernztal, Haard,...
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Annexe I	SPEC2	LR0	<10%	top (max. 5) - 20%	à négliger (rare)
<i>Carduelis cannabina</i>	-	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Attert, Junglinster, Mompach, Schuttrange - Gostingen - Lenningen, Région du Lias moyen,...
<i>Ciconia ciconia</i>	Annexe I	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de la Syre,...
<i>Ciconia nigra</i>	Annexe I	SPEC2	LRV	>10%	responsabilité régionale ? 20-60%	Vallée de la Trëtterbaach, Mompach et environs, Vallée de la Woltz, Our, Vallée supérieure de la Sûre

Tableau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Circus aeruginosus</i>	Annexe I	-	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen
<i>Circus cyaneus</i>	Annexe I	SPEC3	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Trëtterbaach, Vallée de la Woltz, Attert, Mompach, Junglinster
<i>Corvus corax</i>	-	-	LR0	<10%	top (max. 5) - 20%	Our, Kiischpelt, Vallée supérieure de la Sûre, Vallée de la Trëtterbaach...
<i>Coturnix coturnix</i>	Article 4-2	SPEC3	LR2	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Trëtterbaach, Vallée de la Woltz, Attert, Vallée supérieure de l'Alzette, Région du Lias moyen, Junglinster
<i>Crex crex</i>	Annexe I	SPEC1	LR1	<10%	SPEC1! ? 100%	Vallée supérieure de l'Alzette (+ Lamdidden), Bertrange, Mensdorf, Ernztal
<i>Dendrocopos medius</i>	Annexe I	Non-SPEC E	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Région du Lias moyen, Mamer-Eisch, Mompach + Bois de Herborn, Mullerthal, Beete-buergerbësch,...
<i>Dryocopus martius</i>	Annexe I	-	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Mamer-Eisch, Gréngewald, Anciennes minières Dudelage - Differdange - Esch, Bois de Herborn, Ernztal
<i>Falco peregrinus</i>	Annexe I	-	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Ernztal, Mamer - Eisch,...

Tableau 2 : espèces

Esèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Gallinago gallinago</i>	Article 4-2	SPEC3	LR0	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Trëtterbaach, Vallée de la Woltz, Vallée supérieure de l'Alzette, Weiler-la-Tour, Vallée de la Syre, Remerschen
<i>Grus grus</i>	Annexe I	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Weiler-la-Tour
<i>Ixobrychus minutus</i>	Annexe I	SPEC3	LRR	>10%	espèce localisée ? 100%	Remerschen
<i>Jynx torquilla</i>	Article 4-2	SPEC3	LR2	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de Trintange, Remerschen, Gostingen, Pellemberg,...
<i>Lanius collurio</i>	Annexe I	SPEC3	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Mompach et environs, Junglinster et environs, Vallée de l'Attert, Schuttrange - Gostingen - Lenningen,...
<i>Lanius excubitor</i>	(Article 4-2)	SPEC3	LR2	>20%	responsabilité régionale! ? 60%	Mompach, Junglinster, Vallée de l'Attert, Gostingen, Région du Lias moyen, Ösling
<i>Lullula arborea</i>	Annexe I	SPEC2	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	Anciennes minières Esch - Dudelange - Differdange
<i>Luscinia svecica</i>	Annexe I	-	LR0	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de la Syre, Remerschen, Ernztal,...
<i>Mergus albellus</i>	Annexe I	-	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen

Tableau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Milvus migrans</i>	Annexe I	SPEC3	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Région du Lias moyen, Junglinster et environs, Mompach et environs, Schuttrange - Gostingen - Lenningen
<i>Milvus milvus</i>	Annexe I	SPEC2	LR3	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Trëtterbaach, Vallée de la Woltz, Our, Junglinster et environs, Mompach et environs
<i>Motacilla flava</i>	Article 4-2	-	LR2	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de la Trëtterbaach, Vallée de la Woltz, Région du Lias moyen
<i>Pandion haliaetus</i>	Annexe I	SPEC3	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de la Sûre, Remerschen
<i>Parus cristatus</i>	-	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Kiischpelt, Our, Vallée supérieure de la Sûre,...
<i>Perdix perdix</i>	-	SPEC3	LR2	<10%	top (max. 5) - 20%	Région du Lias moyen, Junglinster et environs, Mompach et environs, Vallée de la Syre
<i>Pernis apivorus</i>	Annexe I	Non-SPEC E	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Kiischpelt, Our, Vallée supérieure de la Sûre, Mamer - Eisch,...
<i>Philomachus pugnax</i>	Annexe I	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Weiler-la-Tour, Remerschen, Ernztal, Vallée de la Syre

Tabeau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Article 4-2	SPEC2	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de Trintange, Schuttrange - Gostingen - Lenningen, Mompach et environs, Esch/ Vallée supérieure de l'Alzette,...
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Article 4-2	SPEC2	LRV	>10%	responsabilité régionale ? 20-60%	Mamer-Eisch, Ernztal, Kiischpelt, Ernztal Noire, Mompach et environs, Differdange, Esch/ Vallée supérieure de l'Alzette, Dudelange, Vallée supérieure de la Sûre,...
<i>Picus canus</i>	Annexe I	SPEC3	LRV	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de Trintange, Remerschen, Vallée de la Moselle supérieure, Mamer - Eisch, Vallée de la Sûre inférieure
<i>Picus viridis</i>	-	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de Trintange, Schuttrange - Gostingen - Lenningen, Mompach et environs,...
<i>Pluvialis apricaria</i>	Annexe I	Non-SPEC E	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de la Trèterbaach, Ernztal,...
<i>Podiceps cristatus</i>	-	-	LRR	<10%	espèce localisée ? 100%	Remerschen
<i>Porzana porzana</i>	Annexe I	Non-SPEC E	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen, Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de la Syre

Tableau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Rallus aquaticus</i> *	-	-	LR3	<10%	top (max. 5) - 20%	Weiler-la-Tour, Remerschen, Vallée de la Syre, Vallée supérieure de l'Alzette
<i>Remiz pendulinus</i>	Article 4-2	-	LRR	<10%	espèce localisée ? 100%	Remerschen, (Schiffflange Brill, Uebersyren)
<i>Riparia riparia</i>	Article 4-2	SPEC3	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	Remerschen
<i>Saxicola rubetra</i>	Article 4-2	Non-SPEC E	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée de la Trëtterbaach, Vallée de la Woltz, Vallée supérieure de l'Alzette, Région du Lias moyen
<i>Scolopax rusticola</i>	(Article 4-2)	SPEC3	DD	<10%	top (max. 5) - 20%	Our, Kiischpelt, Anciennes minières Esch - Dudelange - Differdange, Mamer - Eisch, Gréngewald
<i>Tetrastes bonasia</i>	Annexe I	-	LR2	>20%	responsabilité régionale! ? 60%	Kiischpelt, Our, Vallée supérieure de la Sûre
<i>Tringa glareola</i>	Annexe I	-	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Remerschen, Weiler-la-Tour, Vallée de la Syre
<i>Tringa totanus</i>	Article 4-2	SPEC2	-	<10%	top (max. 5) - 20%	Vallée supérieure de l'Alzette, Weiler-la-Tour, Remerschen, Vallée de la Trëtterbaach...

Tableau 2 : espèces

Espèces	Directive Oiseaux	SPEC	Liste rouge lux.	Population lux. / Grande Région	Degré minimal de conservation	Zones / régions
<i>Vanellus vanellus</i>	Article 4-2	SPEC2	LR1	<10%	top (max. 5) - 20%	nidification: Vallée supérieure de l'Alzette, Région du Lias moyen, Vallée de la Syre, Weiler-la-Tour; migration: Mompach et environs, Région du Lias moyen, Vallée de l'Attert, Vallée supérieure de l'Alzette, Vallée de la Trëtterbaach

Tableau 3 : sites

Code du site	Statut du site	Surface (ha)	Espèces cibles	Période	Directive Oiseaux	Critères BirdLife	Concept luxembourgeois
LU0002001	confirmé	1261	Vallée de la Woltz et affluents de la source à Troisvierges				
			<i>Coturnix coturnix</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Aythya fuligula</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Ciconia nigra</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Milvus milvus</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Circus cyaneus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Gallinago gallinago</i>	hivernant	4-2		LR
			<i>Saxicola rubetra</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Motacilla flava</i>	nicheur	4-2		LR
LU0002002	confirmé	3056	Vallée de la Trëtterbaach et affluents de la frontière à Asselborn				
			<i>Coturnix coturnix</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Ciconia nigra</i>	nicheur	Annexe I	B2, C6	SPEC
			<i>Milvus milvus</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Circus cyaneus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Vanellus vanellus</i>	passage	4-2		LR, SPEC
			<i>Pluvialis apricaria</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Gallinago gallinago</i>	hivernant	4-2		LR
			<i>Tringa totanus</i>	passage	4-2		LR
			<i>Athene noctua</i>	résident			LR
			<i>Aegolius funereus</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Corvus corax</i>	résident			LR
			<i>Alauda arvensis</i>	nicheur	(4-2)		except.
			<i>Saxicola rubetra</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Motacilla flava</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Anthus pratensis</i>	nicheur	4-2		LR
LU0002003	confirmé	1741	Vallée supérieure de l'Our et affluents de Lieler à Dasbourg				
			<i>Tetrastes bonasia</i>	nicheur	Annexe I	C6	LR
			<i>Ciconia nigra</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Pernis apivorus</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Milvus milvus</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Accipiter gentilis</i>	résident			except.
			<i>Scolopax rusticola</i>	annuel	4-2		LR
			<i>Corvus corax</i>	résident			LR
			<i>Parus cristatus</i>	résident			SPEC

Tableau 3 : sites

Code du site	Statut du site	Surface (ha)	Espèces cibles	Période	Directive Oiseaux	Critères BirdLife	Concept luxembourgeois
LU0002004	confirmé	3583	Vallée supérieure de la Sûre et affluents de la frontière belge à Esch-sur-Sûre				
			<i>Tetrastes bonasia</i>	résident	Annexe I	C6	LR
			<i>Ciconia nigra</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Pandion haliaetus</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Pernis apivorus</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Accipiter gentilis</i>	résident			except.
			<i>Dendrocopos medius</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Corvus corax</i>	résident			LR
			<i>Parus cristatus</i>	résident			SPEC
LU0002005	confirmé	219	Vallée de l'Ernz Blanche de Bourglinster à Fischbach				
			<i>Crex crex</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Vanellus vanellus</i>	nicheur	4-2		LR, SPEC
			<i>Pluvialis apricaria</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Philomachus pugnax</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Asio flammeus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	nicheur	4-2		except.
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	passage	4-2		except.
LU0002006	confirmé	375	<i>Luscinia svecica</i>	passage	Annexe I	C6	LR
			<i>Anthus pratensis</i>	nicheur	4-2		LR
			Vallée de la Syre de Moutfort à Roodt/Syre				
			<i>Perdix perdix</i>	résident			LR
			<i>Ciconia ciconia</i>	non-nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Rallus aquaticus</i>	nicheur			except.
			<i>Crex crex</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Porzana porzana</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Vanellus vanellus</i>	nicheur	4-2		LR, SPEC
			<i>Gallinago gallinago</i>	hivernant	4-2		LR
			<i>Tringa glareola</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Philomachus pugnax</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Alcedo atthis</i>	résident	Annexe I	C6	
			<i>Acrocephalus paludicola</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	passage	4-2		LR
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	nicheur	4-2		except.
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	passage	4-2		except.
			<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	passage	4-2		LR
			<i>Luscinia svecica</i>	passage	Annexe I	C6	LR

Tableau 3 : sites

Code du site	Statut du site	Surface (ha)	Espèces cibles	Période	Directive Oiseaux	Critères BirdLife	Concept luxembourgeois
LU0002007	confirmé, agrandissement mineur proposé	1212	Vallée supérieure de l'Alzette				
			<i>Coturnix coturnix</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Anas querquedula</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Ciconia ciconia</i>	non-nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Rallus aquaticus</i>	nicheur			except.
			<i>Crex crex</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Porzana porzana</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Vanellus vanellus</i>	passage	4-2		LR, SPEC
			<i>Pluvialis apricaria</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Gallinago gallinago</i>	hivernant	4-2		LR
			<i>Tringa totanus</i>	passage	4-2		SPEC
			<i>Tringa glareola</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Philomachus pugnax</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Acrocephalus paludicola</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	passage	4-2		LR
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	nicheur	4-2		except.
			<i>Luscinia svecica</i>	passage	Annexe I	C6	LR
			<i>Saxicola rubetra</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Motacilla flava</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Anthus pratensis</i>	nicheur	4-2		LR
LU0002008	confirmé	683	Minières de la région de Differdange Giele Botter, Tillebiert, Rollesbiert, Metzertbiert et Galgebierg				
			<i>Scolopax rusticola</i>	annuel	4-2		LR
			<i>Dryocopus martius</i>	résident	Annexe I	C6	
			<i>Lullula arborea</i>	nicheur	Annexe I	C6	LR, SPEC
			<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nicheur	4-2		SPEC
LU0002009	confirmé, changement mineur proposé	1055	Esch-sur-Alzette Sud-est – Anciennes minières / Ellergronn				
			<i>Scolopax rusticola</i>	annuel	4-2		LR
			<i>Dryocopus martius</i>	résident	Annexe I	C6	
			<i>Lullula arborea</i>	nicheur	Annexe I	C6	LR, SPEC
			<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nicheur	4-2		SPEC
			<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	nicheur	4-2		SPEC
LU0002010	confirmé	615	Dudelange Haard				
			<i>Scolopax rusticola</i>	annuel	4-2		LR
			<i>Bubo bubo</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Dryocopus martius</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Lullula arborea</i>	nicheur	Annexe I	C6	LR, SPEC
			<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nicheur	4-2		SPEC

Tableau 3 : sites

Code du site	Statut du site	Surface (ha)	Espèces cibles	Période	Directive Oiseaux	Critères BirdLife	Concept luxembourgeois
LU0002011	confirmé	70	Aspelt - Lannebur, am Kessel				
			<i>Anser fabalis</i>	hivernant	4-2		except.
			<i>Rallus aquaticus</i>	nicheur			except.
			<i>Grus grus</i>	passage	Annexe I	B1i, C6	SPEC
			<i>Vanellus vanellus</i>	nicheur	4-2		LR, SPEC
			<i>Gallinago gallinago</i>	hivernant	4-2		LR
			<i>Tringa totanus</i>	passage	4-2		SPEC
			<i>Tringa glareola</i>	passage	Annexe I	C6	
LU0002012	confirmé	260	<i>Philomachus pugnax</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			Haff Réimech				
			<i>Anas querquedula</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Aythya ferina</i>	hivernant	4-2		
			<i>Aythya nyroca</i>	hivernant	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Aythya fuligula</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Mergellus albellus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Podiceps cristatus</i>	résident			SPEC
			<i>Botaurus stellaris</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Ixobrychus minutus</i>	nicheur	Annexe I	C6	LR
			<i>Pandion haliaetus</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Circus aeruginosus</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Rallus aquaticus</i>	nicheur			except.
			<i>Porzana porzana</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Gallinago gallinago</i>	passage	4-2		LR
			<i>Tringa totanus</i>	passage	4-2		SPEC
			<i>Tringa glareola</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Philomachus pugnax</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Alcedo atthis</i>	résident	Annexe I	C6	
			<i>Jynx torquilla</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Picus canus</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Remiz pendulinus</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Riparia riparia</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Acrocephalus paludicola</i>	passage	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	passage	4-2		LR
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	passage	4-2		except.
			<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	nicheur	4-2		except.
			<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Luscinia svecica</i>	passage	Annexe I	C6	LR

Tableau 3 : sites

Code du site	Statut du site	Surface (ha)	Espèces cibles	Période	Directive Oiseaux	Critères BirdLife	Concept luxembourgeois
(LU013)	proposé	5955	Région Kiischpelt				
			<i>Tetrastes bonasia</i>	nicheur	Annexe I	C6	LR
			<i>Pernis apivorus</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Accipiter gentilis</i>	résident			except.
			<i>Scolopax rusticola</i>	hivernant	4-2		LR
			<i>Scolopax rusticola</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Corvus corax</i>	résident	Annexe I	C6	
			<i>Parus cristatus</i>	résident			SPEC
(LU014)	proposé	6565	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nicheur	4-2		SPEC
			Vallée de l'Attert				
			<i>Coturnix coturnix</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Milvus milvus</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Milvus migrans</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Circus cyaneus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Vanellus vanellus</i>	passage	4-2		LR, SPEC
			<i>Athene noctua</i>	résident			LR
			<i>Asio flammeus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Alcedo atthis</i>	résident	Annexe I	B2, C6	
			<i>Lanius collurio</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Lanius excubitor</i>	résident	(4-2)	B2, C6	
			<i>Alauda arvensis</i>	nicheur	(4-2)		except.
(LU015)	proposé	3192	<i>Anthus pratensis</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Carduelis cannabina</i>	nicheur			SPEC
			Région de Junglinster				
			<i>Perdix perdix</i>	résident			LR
			<i>Coturnix coturnix</i>	nicheur	4-2		
			<i>Milvus milvus</i>	nicheur	Annexe I	B2, C6	SPEC
			<i>Milvus migrans</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Circus cyaneus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Asio flammeus</i>	hivernant	Annexe I	C6	
			<i>Jynx torquilla</i>	nicheur	4-2		
			<i>Lanius collurio</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Lanius excubitor</i>	nicheur	(4-2)	B2, C6	
			<i>Alauda arvensis</i>	nicheur	(4-2)		except.
			<i>Carduelis cannabina</i>	nicheur			SPEC

Tableau 3 : sites

Code du site	Statut du site	Surface (ha)	Espèces cibles	Période	Directive Oiseaux	Critères BirdLife	Concept luxembourgeois
(LU016)	proposé	3983	Région de Mompach, Manternach, Bech et Osweiler				
			<i>Perdix perdix</i>	résident			LR
			<i>Ciconia nigra</i>	nicheur	Annexe I	B2, C6	SPEC
			<i>Milvus milvus</i>	nicheur	Annexe I	B2, C6	SPEC
			<i>Milvus migrans</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Circus cyaneus</i>	passage	Annexe I	C6	
			<i>Vanellus vanellus</i>	passage	4-2		LR, SPEC
			<i>Dendrocopos medius</i>	résident	Annexe I	C6	
			<i>Picus viridis</i>	résident			SPEC
			<i>Lanius collurio</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Lanius excubitor</i>	nicheur	(4-2)	B2, C6	
			<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nicheur	4-2		SPEC
			<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	nicheur	4-2		SPEC
			<i>Carduelis cannabina</i>	nicheur			SPEC
(LU017)	proposé	5059	Région du Lias moyen				
			<i>Perdix perdix</i>	résident			LR
			<i>Coturnix coturnix</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Milvus migrans</i>	nicheur	Annexe I	B2, C6	
			<i>Crex crex</i>	nicheur	Annexe I	C6	SPEC
			<i>Vanellus vanellus</i>	nicheur	4-2		LR, SPEC
			<i>Vanellus vanellus</i>	passage	4-2		LR, SPEC
			<i>Athene noctua</i>	résident			LR
			<i>Dendrocopos medius</i>	résident	Annexe I	B3, C6	
			<i>Lanius excubitor</i>	résident	(4-2)		LR
			<i>Alauda arvensis</i>	nicheur	(4-2)		except.
			<i>Saxicola rubetra</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Motacilla flava</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Anthus pratensis</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Carduelis cannabina</i>	nicheur			LR, SPEC
(LU018)	proposé	1405	Région de Schuttrange, Canach, Lenningen et Gostingen				
			<i>Milvus migrans</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Jynx torquilla</i>	nicheur	4-2		RL
			<i>Picus viridis</i>	résident			SPEC
			<i>Lanius collurio</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Lanius excubitor</i>	nicheur	(4-2)		RL
			<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	nicheur	4-2		SPEC
			<i>Carduelis cannabina</i>	nicheur			SPEC
(LU019)	proposé	2468	Vallée de Trintange				
			<i>Athene noctua</i>	résident			LR
			<i>Jynx torquilla</i>	nicheur	4-2		LR
			<i>Picus viridis</i>	résident			SPEC
			<i>Picus canus</i>	nicheur	Annexe I	C6	
			<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	nicheur	4-2		SPEC

Entwicklung der Brutpopulation und Bruterfolg der europäischen Lappentaucher Podicipedidae

André Konter: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung:

Daten zur Größe der Brutpopulation und zu verschiedenen Bruterfolgsparemtern der fünf europäischen Lappentaucherarten Podicipedidae aus ganz Europa aus der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden zusammengetragen. Diese erlaubten es, akkurate mittlere Bevölkerungszuwächse von respektive 3,4%, 2,6% und 0,5% im Jahr bei Haubentaucher *Podiceps cristatus*, Rothalstaucher *P. grisegena* und Ohrentaucher *P. auritus* über 50 Jahre zu berechnen. Die Zuwachsrate von jährlich 0,65%, die für die Zwergtaucherpopulation *Tachybaptus ruficollis* ermittelt wurde, mag bis etwa 1970 durch den niedrigen Prozentsatz der Stichproben im Verhältnis zur Gesamtpopulation beeinträchtigt sein. Sie stimmt aber grundsätzlich mit der allgemeinen Annahme überein, dass trotz kurzfristiger Schwankungen die Population der Art langfristig gesehen stabil ist. Das generelle Fehlen von Daten aus den Hauptverbreitungsgebieten des Schwarzhaltauchers *P. nigricollis* verhinderte hier die Ermittlung einer zuverlässigen Zuwachsrate. Per Dekade zeigten sich bei Rothals-, Ohren- und Haubentaucher im Verlauf der Zeit immer niedrigere durchschnittliche Zuwächse, die sogar bei den beiden letzten Arten in den 1990er Jahren negativ wurden.

Der mittlere Bruterfolg aller Brutpaare erreichte 0,96-1,18 unabhängige Jungvögel beim Hauben-, 0,50-0,64 beim Rothals-, 0,93 beim Ohren-, 1,37-1,65 beim Schwarzhals- und 1,65-2,01 beim Zwergtaucher. Allerdings kann man bezweifeln, dass die Resultate bei Rothals- und Schwarzhaltaucher allgemein repräsentativ sind.

Wenn man die von Abt und Konter (2009) an Hand von Ringfunden errechneten Überlebensraten gegen die hier ermittelten Populationszuwächse testet, so werden die Raten von 75% für adulte Hauben- und 60% für adulte Zwergtaucher bestätigt.

Abstract: Population trends and breeding success of European Grebes Podicipedidae

I gathered data about the sizes of breeding populations and about different breeding success parameters of the five European species of grebes Podicipedidae from all over Europe for the second half of the 20th century. The data permitted to calculate highly reliable average yearly growth rates over 50 years of 3.4%, 2.6% and 0.5% for the populations of Great Crested *Podiceps cristatus*, Red-necked *P. grisegena* and Slavonian Grebes *P. auritus* respectively. For Little Grebes *Tachybaptus ruficollis*, the growth rate of 0.65% might suffer from the small sample size up to 1970, but the figure is broadly in line with the general assumption of stable numbers in the long term in spite of possible short term fluctuations. In Black-necked Grebes *P. nigricollis*, the more general lack of data from core areas of their breeding range did not permit to calculate reliable growth rates. Per decade, populations tended to increase in time at lower rates for Red-necked, Slavonian and Great Crested Grebes and the rates became even negative for the latter two species in the 1990s.

The average fledging success per breeding pair reached 0.96-1.18, 0.50-0.64, 0.93, 1.37-1.65 and 1.65-2.01 young respectively in Great Crested, Red-necked, Slavonian, Black-necked and Little Grebes. The breeding success of Red-necked and Black-necked Grebes has to be considered with due care as the values found might not be generally representative.

Testing the growth and fledging rates found here against the survival rates based on banding records provided by Abt and Konter (2009), I found strong support for a yearly survival of about 75% and 60% of adult Great Crested and Little Grebes respectively.

Résumé: Evolution des populations de Grèbes Podicipedidae européens et succès de reproduction

Des données sur les tailles des populations et le succès de reproduction des cinq espèces européennes de grèbes Podicipedidae à travers l'Europe pendant la deuxième moitié du 20^e siècle étaient rassemblées. Elles permettaient le calcul de taux moyens de croissance hautement fiables de 3,4%, 2,6% et 0,5% par an sur 50 années pour les populations du Grèbe huppé *Podiceps cristatus*, Grèbe jougris *P. griseogen* et Grèbe esclavon *P. auritus* respectivement. Le taux de 0,65% trouvé pour le Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* pourrait souffrir de la petite taille de l'échantillon par rapport à sa population totale jusque vers 1970. Il confirme néanmoins la supposition généralement acceptée d'une population stable à long terme pour cette espèce même si des fluctuations à court terme sont possibles. Pour le Grèbe à cou-noir *P. nigricollis*, l'absence plus générale de données en provenance des régions centrales de sa répartition géographique ne permettait pas d'établir un taux de croissance fiable. L'analyse par décades fait apparaître un aplanissement de la croissance avec le temps pour les Grèbes jougris, esclavon et huppé et les taux deviennent même négatifs après 1990 pour les deux dernières espèces.

Le succès de reproduction par couple nicheur atteignait 0,96-1,18 jeunes indépendants pour le Grèbe huppé, 0,50-0,64 pour le Grèbe jougris, 0,93 pour le Grèbe esclavon, 1,37-1,65 pour le Grèbe à cou-noir et 1,65-2,01 pour le Grèbe castagneux. Il faut cependant considérer le succès reproductif calculé pour les Grèbes jougris et à cou-noir avec une certaine prudence comme les chiffres trouvés ne pourraient pas être valables universellement.

Le résultat du test des taux de survie fournis par Abt et Konter (2009) sur base de données de baguages avec les taux de croissance et de reproduction trouvés ici supporte fortement les taux de survie de 75% et 60% pour les adultes respectivement du Grèbe huppé et du Grèbe castagneux.

Einleitung

Die Größe jeder Vogelpopulation wird durch eine Kombination von Bruterfolg, Überlebensraten, Zu- und Wegzug bestimmt. In abgeschlossenen Populationen bleiben lediglich Todes- und Reproduktionsrate von Belang. Studien eines Parameters setzen im Allgemeinen eine gute Kenntnis der anderen voraus, und sei es nur, um die Gültigkeit der gefundenen Resultate zu überprüfen und um Toleranzbereiche zu bestätigen oder zu erstellen. Regelmäßig wiederholte Zählungen von Brutpopulationen in den immer gleichen Gebieten erlauben es, die zahlenmäßige Entwicklung dort zu verfolgen, sagen aber *a priori* nichts über den Einfluss der einzelnen Parameter aus. Newton (1998) erwartete, dass bei Vogelpopulationen Stabilität die Norm ist, dies aber nur in einem stabilen Umfeld. Auch könnte der Grad der Schwankungen in jeder Population tendenziell mit der Anzahl der Jahre, über die Erhebungen gemacht werden, zunehmen, zum Teil weil mit zunehmender Studiendauer die Möglichkeit zunimmt ungewöhnliche Jahre zu treffen, aber auch weil vielleicht übergeordnete langfristige Trends nicht verpasst werden.

Bei den meisten europäischen Lappentaucherarten Podicipedidae haben die Bestandszahlen im 20. Jahrhundert merklich geschwankt, und insgesamt haben Klimawandel und anthropogene Einflüsse zu stark veränderten Bedingungen für die Taucher wie für viele andere Wildtiere beigetragen. Angaben zum Bruterfolg der Lappentaucher in der Literatur geben oft recht niedrige Werte an, so dass ein anhaltender Populationszuwachs nur mit hohen Überlebenschancen zu erreichen gewesen wäre. Die Population des Haubentauchers *Podiceps cristatus*, wahrscheinlich der populärste Vertreter der Familie in Europa, stieg über lange Jahre praktisch in seinem ganzen westeuropäischen Verbreitungsgebiet stetig an. Dies wurde oft an Beispielen aus Skandinavien, wie etwa aus Finnland illustriert. So hat sich in Finnland die Brutpopulation von ca. 5.000 Paaren in den frühen 1950ern (Merikallio 1958) innerhalb von 40 Jahren verzehnfacht (BirdLife International 2000), was einem mittleren jährlichen Zuwachs von etwa 6% entspricht. Dies wirft allerdings die Frage auf, inwiefern extreme Beispiele zu einer falschen Vision der globalen Realität führen. Zusätzlich scheint die Populationsdynamik nicht unbedingt mit dem oft sehr niedrigen Bruterfolg in vielen Haubentaucherkolonien (Fuchs 1978, Leys et al. 1969, Perry 2000, Renevey 1988) überein zu stimmen, selbst wenn vereinzelt Einzelbrüter sehr erfolgreich sind (Jacob 1999, Rolls 2004, Tydeman 1977).

In einem Versuch die Fakten aufzustellen, wurden Daten über die nationalen Brutpopulationen der fünf europäischen Lappentaucherarten aus so vielen Ländern wie möglich zusammengetragen. Sämtliche verfügbaren Quellen wurden nach Zahlen aus den Jahren 1950-2000 abge- sucht. Aus ihnen wurden globale Zuwachsraten pro Jahr abgeleitet. Deren Glaubwürdigkeit wurde getestet, indem die Größe der Stichproben mit derjenigen der Gesamtpopulation ver- glichen wurde. Parallel dazu wurden Angaben zum Bruterfolg gesammelt, um daraus reprä- sentative Mittelwerte zur Jungenproduktion der einzelnen Arten zu errechnen. Abschließend wurden Populationszuwachs und Bruterfolg mit den publizierten Daten über Lebenserwartungen konfrontiert, um die Übereinstimmungen zu prüfen.

Material und Methoden

Insgesamt wurden in 258 Publikationen aus ganz Europa Daten über Populationsgrößen und Bruterfolg der einzelnen Lappentaucherarten gefunden und in Excel-Tafeln eingetragen.

Populationstrend: Nur Zahlen über Brutpopulationen von ganzen Ländern oder größeren Regionen, wie etwa die deutschen Bundesländer, von 1950 bis 2000 wurden zurückbehalten. Daten von Winterzählungen und von einzelnen Brutgewässern wurden ignoriert. Alle Daten wurden in Anzahl von Brutpaaren (BP) ausgedrückt und vereinzelte Angaben in Zahl von Indi- viduen wurden durch Division mit zwei in Brutpaare umgewandelt.

Die Berechnungen der jährlichen Zuwachsraten berücksichtigten zeitliche Schwankungen. Wann immer es möglich war, wurden genaue Daten mit exakter Jahresangabe zurück behalten. Oft fand sich in der Literatur nur eine Populationspanne für eine gewisse Jahresspanne (z.B.: 500- 750 BP, 1965-75). Es war dabei nicht immer klar, ob die Zahlen Schwankungen zwischen zwei Extremen für die angegebene Periode darstellten, ob es sich um eine Minimal- und Ma- ximalschätzung für die Periode handelte oder ob es sich um eine zahlenmäßige Entwicklung in der Periode handelte. Wenn es unklar war, wie die Daten zu interpretieren waren, wurde wie folgt verfahren:

- An Hand von Aussagen und generellen Entwicklungen für die Region wurde zuerst ent- schieden, ob zwischen zwei Perioden, d.h. zwischen dem Anfangsjahr und dem Endjahr der angegebenen Perioden, die Population wuchs, rückläufig oder stabil war;
- Wurde die Population als nicht stabil angesehen, so wurden dann mit den Extremwerten der Populationsangaben alle möglichen Änderungsraten berechnet, und daraus ein Mittelwert mit SD ermittelt;
- Mit dem Mittelwert wurde dann die Populationsentwicklung neu berechnet, und das Resultat wurde mit den Ausgangsdaten verglichen;
- Ergab diese Simulation ein Resultat, das eine Populationsgröße außerhalb der Literatu- rangaben ergab, so wurden die einzelnen Szenarien noch einmal analysiert und das/die am wenigsten glaubwürdige(n) gestrichen, bis ein Endresultat erreicht wurde, das innerhalb der in der Literatur angegebenen Populationsspanne lag.

Dieses Verfahren erlaubte nicht nur eine einfache Berechnung einer Zuwachsrate, sondern er- gab ebenfalls einen Wert für SD, der es erlaubte, zumindest theoretisch zu bestimmen, wie weit der gefundene Mittelwert vom tatsächlichen Wert entfernt sein könnte.

Alle Zuwachsraten (r) wurden mittels der Formel $r = \sqrt[y]{P_e / P_i} - 1$ berechnet, wo y die Anzahl der Jahre angibt, die zwischen der anfänglichen Population P_i und der Endpopulation P_e in der betroffenen Periode liegen.

Auf den mittleren Zuwachsraten und Populationszahlen pro Land basierend, wurde eine gewich- tete Zuwachsrate pro Jahr berechnet und davon ausgehend ein arithmetischer Mittelwert pro Dekade abgeleitet. Die Größe der Stichproben wurde mit der Größe der europäischen Gesamt- population für alle fünf Lappentaucherarten verglichen. Basierend auf den Zahlenangaben in Bauer et al. (2005), BirdLife International (2000, 2004) und Brown und Grice (2005), wurden die europäischen Brutpopulationen außerhalb Russlands im Jahr 2000 auf 100.000 BP beim Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*, 300.000 BP beim Haubentaucher, 40.000 BP beim Rothalstaucher *P. griseogena*, 8.000 BP beim Ohrentaucher *P. auritus* und 80.000 BP beim Schwarzhalstaucher *P. nigricollis* geschätzt. Von diesen Zahlen ausgehend, erlaubten die er- rechneten jährlichen Zuwachsraten die Rückberechnung aller Populationszahlen für alle Jahre von 1950 bis 2000.

Anhand des Beispiels des Ohrentauchers für die Periode 1950-1969 ist die Berechnung des Populationszuwachses in Anhang 1 ausgeführt.

Bruterfolg: Jede einzelne Literaturangabe wurde sorgfältig hinsichtlich ihrer genauen Aussage analysiert. Oft ist die in der Literatur angewandte Terminologie ungenau, gelegentlich sogar falsch (z.B.: im Methodenteil wird angegeben, dass der Bruterfolg an Hand von Zählungen von mindestens vierwöchigen Küken berechnet wurde, das Resultat wird aber Gesamtbruterfolg genannt, so dass man davon ausgehen müsste, dass die Zählung nur unabhängige Jungtiere berücksichtigte). Es blieb gelegentlich unklar, auf welchen Teil einer Brutpopulation eine Erfolgszahl sich bezog (Gesamtbrutpopulation, Paare mit Schlüpfserfolg, Paare mit Jungen/mit unabhängigen Jungen) oder was als „erfolgreiches Paar“ bezeichnet wurde, da das Wort sich sowohl auf Schlüpfserfolg wie auf Aufzuchterfolg beziehen konnte, in Einzelfällen sich sogar einfach auf Paare mit Jungen jeglichen Alters bezog. Angesichts dieser Schwierigkeiten musste in der Studie eine strikte Terminologie zur Klassierung der Daten angewandt werden, auch wenn dadurch vereinzelte Datensätze aus der Literatur nicht mehr brauchbar waren oder gelegentlich die von den Autoren verwendete Terminologie nicht berücksichtigt wurde, um die Daten den korrekten Kategorien zuzuordnen.

Angewandte Terminologie:

- Brutpopulation: Anzahl der Paare, die effektiv am Brutgeschäft teilnehmen, inklusive der brutverhinderten Paare, aber ohne wirkliche Nichtbrüter,
- Familiengröße der Brutpopulation: Anzahl der Küken verschiedenen Alters dividiert durch die Zahl der Brutpaare (=Brutpopulation),
- Familiengröße (der mit Aufzucht beschäftigten Population): Anzahl der Küken verschiedenen Alters dividiert durch die Zahl der Junge führender Brutpaare (ohne Paare die keinen Schlüpfserfolg hatten),
- Bruterfolg pro Brutpaar: Anzahl der Jungen, die ihre Unabhängigkeit erreichen/flügge werden, pro Brutpaar,
- Bruterfolg pro erfolgreichem Brutpaar: Anzahl der Jungen, die ihre Unabhängigkeit erreichen, pro Paar mit mindestens einem flüggen Jungen,
- Bruterfolg pro Paar mit Schlüpfserfolg: Anzahl der flüggen Jungen pro Paar mit Schlüpfserfolg,
- Paar mit Schlüpfserfolg: Paar, bei dem aus mindestens einem Ei ein Küken schlüpft,
- Schlüpfserfolg pro Brutpaar: Anzahl der geschlüpften Küken dividiert durch die Anzahl der Brutpaare,
- Schlüpfserfolg pro Paar: Anzahl der geschlüpften Küken dividiert durch die Anzahl der Brutpaare mit Schlüpfserfolg,
- Erfolgreiche Brutpaare: Paare, die mindestens ein Junges zur Unabhängigkeit führen.

Resultate

Zwergtaucher

Populationsentwicklung. Historisch fehlten Gesamtzahlen für Europa, und erst in jüngeren Jahren wurden verschiedene Schätzungen der Brutpopulation publiziert, oft ohne klar eine Referenzperiode zu nennen. Laut Fjeldså (2004) war die Gesamtpopulation generell stabil, aber fluktuierend. Die Daten von BirdLife International (2000, 2004) gaben einen jährlichen Zuwachs von 3.2-6.5% über vier Jahre in den späten 1990ern an (Tabelle 1), der aber vielleicht nur auf relativ milde Winter in jenen Jahren zurück zu führen war.

Auf Länderebene existierten nur wenige Daten von vor 1970 und die hier für diese zwei Dekaden erhaltenen Stichproben deckten lediglich 1-3% der geschätzten Gesamtpopulation. Die berechneten Zuwachsraten bis etwa 1965 repräsentierten so den mittleren Trend, der in Schweden, Dänemark (mit zusammen 33% der Daten der Stichprobe) und dem deutschen Bundesland Brandenburg (61%) beobachtet wurde. In den 1970ern umfasste die Stichprobe 20% des Gesamtbestandes, was als zufrieden stellend angesehen werden kann. In den 1980ern (51%) and 1990ern (73%, Tabelle 6) erhöhte sich der Prozentsatz weiter.

Neben der geringen Stichprobengröße während etwa der Hälfte der Studienperiode hatten die Populationszahlen des Zwergtauchers sehr oft einen weiteren Nachteil: die Daten waren meist in

recht großen Zahlenspannen angegeben. Dazu muss gesagt werden, dass die versteckte Lebensweise der Art, besonders während der Brutzeit, Erhebungen allgemein erschwert. Auch führten stochastische Begebenheiten gelegentlich zu starken Populationsschwankungen über recht kurze Zeitabstände. So können z.B. besonders harte Winter eine erhöhte Mortalitätsrate bedingen. Diese Faktoren tragen dazu bei, dass langfristige Trends nur schwer zu erkennen sind. Die Kommentare, die die publizierten Zahlen begleiteten, kennzeichneten die Populationen denn auch meist als „stabil“, „schwankend, aber stabil“ oder „kein klarer Trend erkennbar“. Auch konnte man die Genauigkeit einiger historischer Daten in Frage stellen.

Die durchschnittliche jährliche Zuwachsrate von 0,65%, die sich aus dem Zahlenmaterial über 50 Jahre ergab, unterschied sich nicht wesentlich von der Rate, die für die Jahre von 1970 bis 2000 errechnet wurde (+0,44%). Der leichte Rückgang des jährlichen Zuwachses könnte sich durch eine insgesamt größere Population erklären, die das Fassungsvermögen des verfügbaren Bruthabitats voller auslastete (Rockwood 2006). Allerdings sprachen die insgesamt niedrigen Werte dafür, dass der Zwergtaucher vielleicht schon länger eine quasi volle Auslastung erreicht hatte, so dass die Zuwächse mehr auf Habitatveränderungen zurückzuführen wären. Von 1950 bis 1970 schwankte die jährliche Rate zwischen +0,04 und +1,56, die von 1971 bis 2000 zwischen -1,01 und +1,95; die Zahlen könnten aber größere Populationseinbrüche und darauf folgende Zuwächse, die kurzfristig aufgetreten sind, verstecken. Meines Erachtens lag die mittlere Zuwachsrate über die Gesamtzeit der Studie nicht über 1% im Jahr. Dies stimmt überein mit der Aussage in BirdLife International (2004), dass die europäischen Populationen zwischen 1970 und 1990 ziemlich stabil waren, und dass sie danach entweder weiter stabil blieben oder leicht anstiegen.

Bruterfolg. Über Schlüpfertag oder den Anteil der Brutpaare mit Schlüpfertag waren keine Angaben zu finden. Aus Angaben in 23 Studien errechnete sich eine mittlere Familiengröße von 2,47 pulli pro Paar mit Jungen ($n=1.881$). Der Bruterfolg von erfolgreichen Paaren aus sieben Studien betrug im Mittel 2,01 flügge Junge ($n=644$). Nur zwei Angaben bezogen den Bruterfolg auf die gesamte Brutpopulation und daraus errechnete sich ein Durchschnitt von 1,38 flüggen Jungtauchern pro Brutpaar ($n=74$). Eine einzige Studie zeigte auf, dass 62,5% der Brutpaare mindestens ein flügges Jungtier hatten ($n=35$).

Zu diesem Bruterfolg aus Erstbruten musste der aus Zweit- oder sogar Drittbruten addiert werden. Der Prozentsatz der Paare mit mehr als einer Brut im Jahr könnte allerdings in den verschiedenen Teilen Europas sehr verschieden gewesen sein. Aber schon Ahlén (1966 in Bandorf 1970) schrieb über die Brutpopulation der Art in Schweden, also am Nordende des Verbreitungsgebiets der Art, dass Zweitbruten allgemein an allen regelmäßig besetzten Stellen vorkommen. Drei Quellen lieferten denn auch Zahlen, die im Mittel darauf hinwiesen, dass 44% ($n=132$) der Brutpaare mehr als eine Jahresbrut tätigten. Mit Zweitbruten erfolgreiche Paare (drei Studien) hatten im Schnitt 1,42 flügge Jungen ($n=30$) und erhöhten den Bruterfolg von allen Brutpaaren aus Erstbruten um 0,63 (eine Studie, $n=16$).

An Hand der o.a. Mittelwerte errechnete sich ein durchschnittlicher Bruterfolg von allen Brutpaaren in Erstbruten von 1,26 Jungtauchern ($2,01 \times 62,5\%$), dem man einen Bruterfolg von 0,39 Jungen ($1,42 \times 44\% \times 62,5\%$) aus Zweitbruten hinzufügen konnte. Der jährliche Bruterfolg des Zwergtauchers lag demnach zwischen 1,65 und 2,01 flüggen Jungtieren pro Brutpaar (Tabelle 7).

Haubentaucher

Populationsentwicklung. Nach der starken Verfolgung der Art bis spät ins 19. Jahrhundert hinein, die den Haubentaucher in einigen Ländern an den Rand des Aussterbens brachte und besonders in diesen zu ersten Schutzmaßnahmen führte, erholten sich die Bestände zusehends. In diesem Umfeld konnte man erwarten, dass die Zuwachsraten zu Beginn des 20. Jahrhunderts ungewöhnlich hoch waren, sich aber mit der Zeit nach unten einpendeln würden.

Die auf Länderebene verfügbaren Daten bis 1970 deckten 14-19% der Gesamtpopulation Westeuropas. Bis 1960 waren die hier berechneten Zuwachsraten stark auf die Situation in Finnland zugeschnitten, da das Land 60,6% der Daten in der Stichprobe lieferte. Großbritannien (17,8%), die Niederlande (14,1%) und Estland (7,2%) steuerten fast die ganzen restlichen Daten bei. Die Repräsentativität der Stichprobe aus den 1960ern war schon besser, und die An-

teile von Finnland (49,9%), den Niederlanden (12,4%), Großbritannien (9,7%) und Estland (4,8%) gingen zurück. Da aber Finnland und die Niederlande bis in die 1980er hinein Populationszuwächse kannten, die wahrscheinlich über dem europäischen Durchschnitt lagen (Tabelle 2), dürfte die hier ermittelte mittlere Rate von +5,01% für die 1950er und von 4,87% für die 1960er zu hoch für Westeuropa allgemein sein. In den 1970ern repräsentierte die Stichprobe 28% der Gesamtpopulation, und der Beitrag der finnischen (36,6%) und niederländischen (9,2%) Daten fiel, was die Genauigkeit der errechneten Rate (+4,9%, Tabelle 6) stark verbessert haben dürfte. Ein generelles Manko aller Berechnungen vor 1980 blieb aber das weitgehende Fehlen von Populationszahlen aus den früheren GUS-Staaten (mit Ausnahme von Estland). Von den 1980ern an trugen solche Daten zu einer weitgehenden Verbesserung der Repräsentativität der Stichproben bei, die ab dann 47-58% der effektiven Population deckten, so dass die in Tabelle 6 aufgelisteten Werte hoch plausibel wurden.

Die globale Evolution der Brutpaarzahlen über 50 Jahre zeigte eine klare Tendenz zu im Verlauf der Zeit immer niedrigeren relativen Zuwächsen. In letzter Zeit stagnierten die Zahlen sogar, möglicherweise in Folge eines ausgelasteten Fassungsvermögens des dem Haubentaucher zur Verfügung stehenden Bruthabitats. Da die Zuwachsrate in den 1950ern und 1960ern hier vielleicht leicht überschätzt wurde, könnte auch die mittlere Rate von +3,28% im Jahr für die Periode 1950-2000 (Tabelle 6) zu hoch sein und müsste auf 3% korrigiert werden. Insgesamt entsprechen die Schlussfolgerungen denen von BirdLife International (2004), die starke Zuwächse der europäischen Brutpopulation der Art von 1970 bis 1990 festhielten, gefolgt in den 1990ern von leichten Rückgängen.

Bruterfolg. In Namest, Tschechoslowakei, berechnete Fiala (1974) den Prozentsatz der Haubentaucher, die wirklich zur Brut schritten im Vergleich zu allen adulten Haubentauchern, die im Gebiet in den Jahren 1958-1973 präsent waren und schlussfolgerte, dass 72,2% versuchten zu brüten (n=176). Keine andere Studie unterschied zwischen Brütern und Nichtbrütern, weder für den Haubentaucher noch für die anderen Lappentaucherarten.

Sechs Studien enthielten Daten zum Anteil der Brutpopulation mit Schlüpfertag. Aus ihnen ergab sich, dass im Mittel bei 69,8% (n=2.025) der Brutpaare mindestens ein Küken schlüpfte. Insgesamt 56 Quellen enthielten Daten zur Familiengröße der Jungen führenden Paare und diese 25.640 Paare hatten im Durchschnitt 1,74 pulli. Sieben der Studien berücksichtigten nur Küken, die mindestens halbwüchsig waren. Solche Paare (n=9.479) führten durchschnittlich 1,33 Junge. 15 Angaben erlaubten es, die Anzahl der Jungen aller Alterskategorien mit der Gesamtzahl der Brutpaare, ob erfolgreich oder nicht, zu verbinden. Sie ergaben im Mittel 1,23 Junge pro Brutpaar (n=7.414).

Eine vorsichtige Interpretation der verfügbaren Daten aus 28 Quellen erlaubte es, eine Quote von 1,47 flüggen Jungen pro erfolgreichem Paar (n=12.257) zu ermitteln. Daten aus 27 Quellen führten zu im Mittel 0,82 flüggen Jungen pro Brutpaar (n=8.041) aus Erstbruten. Diese Daten enthielten zu mindestens 48% koloniale Brutpaare. Angaben in 19 Studien zu 6.144 Brutpaaren zeigten, dass 58% der Paare jedes Jahr mindestens ein Küken zur Unabhängigkeit führten. Wenn man diese Rate mit der Anzahl flügger Jungtaucher pro erfolgreichem Paar multiplizierte, so ergab das einen Wert von 0,85 flügge Junge pro Brutpaar.

In vielen Teilen ihres Brutareals hatten Haubentaucher Zweit-, gelegentlich sogar Drittbruten. Der Beitrag der Mehrfachbruten wurde bisher nur mangelhaft untersucht, man muss aber davon ausgehen, dass ihre Anzahl sich im Verlauf der Zeit vermehrt hat. Einige Daten aus Deutschland (4 Studien) und Belgien (1 Studie) zeigten, dass 23,2% von 281 Paaren eine Zweitbrut hatten. Für Großbritannien sagte man, dass 11% der Brutpaare zwei Bruten tätigten (BWP in Rolls 2004). Es blieb allgemein offen, wie viele Zweitbruten Schlüpfertag hatten. Man kann aber davon ausgehen, dass viele Zweitbruten erst dadurch bemerkt wurden, dass recht spät im Jahr Küken führende Paare plötzlich gesichtet wurden. Die angegebenen Prozentsätze würden dann eher einer Messung der Paare mit Schlüpfertag entsprechen und könnten möglicherweise schon fast dem Prozentsatz der Paare mit Zweitbruterfolg entsprechen. Aus sechs Quellen ermittelte sich eine mittlere Zahl von 1,70 flüggen Jungtieren aus 90 erfolgreichen Zweitbruten. Demnach wären Zweitbruten erfolgreicher als Erstbruten gewesen. Dies könnte durchaus der Fall gewesen sein, da der Anteil erfahrener Brüter bei Zweitbruten höher gewesen sein dürfte als bei Erstbruten. Zweitbruten steigerten den jährlichen Bruterfolg aller Brutpaare um durchschnittlich

0,36 flügge Junge (n=233, zwei Studien). Bauer et al. (2005) schrieben, dass sich in Norddeutschland durch Zweitbruten der Bruterfolg um 0,7 flügge Junge pro Brutpaar steigerte. Dieser Wert könnte allerdings allgemein zu hoch sein. Nehmen wir an, dass 11,0-25,9% der Brutpaare mit einer Zweitbrut, die jeweils 1,70 flügge Junge haben, ebenso oft erfolgreich waren wie Paare mit ihrer ersten Brut (58%), dann hätten Zweitbruten den Jahreserfolg der Gesamtbrutpopulation um 0,10-0,23 auf 0,96-1,08 flügge Jungtiere pro Paar gesteigert (Tabelle 7).

Rothalstaucher

Populationsentwicklung. Der Rothalstaucher ist außerhalb Russlands in Europa nicht so weit verbreitet wie der Haubentaucher. Für die 1950er bestand unsere Stichprobe ausschließlich aus Daten aus Finnland (95,3%) und Estland (4,7%); sie deckte allerdings 19% der Gesamtpopulation außerhalb Russlands ab (Tabelle 6). Finnische Daten dominierten auch danach in den Stichproben und stellten jeweils 79,9% in den 1960ern, 64,4% in den 1970ern und 42,5% der Angaben in den 1980ern. Durch zusätzliche Daten vor allem aus Dänemark, Schleswig-Holstein (ab 1960er) und Polen (ab 1970er) deckten die Stichproben dann jeweils 25% und 35% der Gesamtpopulation. Aber erst die Verfügbarkeit von Daten aus der Ukraine, die dann 44,8% der Stichprobe ausmachten und den Anteil von Finnland auf 29,6% reduzierten, hoben in den 1990ern die Repräsentativität der Probe auf 55% an (Tabelle 6).

Den gesammelten Daten nach stieg die Brutpopulation des Rothalstauchers in allen Dekaden ziemlich stark an, auch wenn in den 1990ern die Steigerung etwas abflachte (Tabelle 6). Die Resultate könnten durch den Beitrag von norddeutschen Zahlen, also aus der südwestlichen Grenzecke des Verbreitungsgebiets, verfälscht sein. Besonders in den 1970ern wurden hier Zuwachsraten erzielt, die weit überdurchschnittlich scheinen (Tabelle 3).

Insgesamt ermittelte diese Studie einen durchschnittlichen jährlichen Zuwachs der Brutpopulation des Rothalstauchers von 2,55% (Tabelle 6) über 50 Jahre. Es blieb aber weniger als bei den vorher diskutierten Zwerg- und Haubentaucher klar, inwiefern die Steigerung allein durch Bruterfolg oder zusätzlich durch Einwanderung erzielt wurde.

Nach Angaben von BirdLife International (2004) stiegen die Populationen des Rothalstauchers in Norddeutschland und Skandinavien zwischen 1970 und 2000 an, doch sollte eine entgegen gesetzte Entwicklung in der Ukraine insgesamt zu einem leichten Rückgang in den 1990ern geführt haben. Trotz des Gewichts der ukrainischen Brutpopulation in unserer Stichprobe von 1990-2000, zeigte sich hier aber keine Umkehrung des Trends, sondern lediglich eine niedrigere Steigerungsrate der Gesamtpopulation. Insgesamt könnte die Brutpopulation des Rothalstauchers einen mittleren jährlichen Zuwachs von etwa 2% bis 1990 gekannt haben, um danach stabil zu bleiben.

Bruterfolg. Lediglich Dittberner (1996) publizierte einen Prozentsatz der Brutpaare mit Schlüpferfolg; er lag bei 89,3% (n=205, Uckermark). Die Familiengröße von Paaren mit Küken aus 15 Studien resultiert in einem Schnitt von 1,71 Jungen (n=7.478). Wenn man ebenfalls 288 Familien aus dem russischen Wolgadelta (außerhalb des Studienareals) berücksichtigte, so steigerte sich der Wert auf 1,74 (n=7.766). Die Familiengröße für Gesamtbrutpopulationen aus fünf Studien lag im Mittel bei 0,69 Jungen (n=1.415). Es ist anzumerken, dass alle Werte stark durch den Beitrag von Daten aus Norddeutschland beeinflusst waren, da mit Ausnahme einer Angabe aus Schweden (n=263) und der bereits erwähnten Datenreihe aus Russland alle anderen Zahlen von dort stammten.

Fünf Studien errechneten den Bruterfolg erfolgreicher Paare und dieser lag im Mittel bei 1,51 flüggen Jungen (n=398). Wieder stellten norddeutsche Angaben 85,2% des Datenmaterials. Der Bruterfolg aller Brutpaare (sieben Studien, 92,8% deutsche Daten) betrug etwa 0,50 flügge Junge (n=1.015). Aus 15.106 Brutpaaren in fünf Studien (93,5% der Daten aus Deutschland) waren 42,1% erfolgreich und mindestens eines ihrer Jungen wurde flügge. Der Wert war weitaus niedriger als die Erfolgsrate von 80% für russische Paare aus dem Wolgadelta (n=360). Ausgehend vom Prozentsatz der erfolgreichen Paare und deren durchschnittlicher Zahl an flüggen Jungen, ließ sich ein Bruterfolg von 0,64 flüggen Jungen pro Brutpaar für die Gesamtpopulation errechnen. Er lag damit höher, als der aus sieben Studien errechnete Schnitt von 0,5. Zweitbruten schienen weniger häufig vorzukommen als beim Haubentaucher, und nur 1% der polni-

schen und norddeutschen Rothalstaucher tätigten mehr als eine Brut im Jahr ($n=4.179$). Eine derart niedrige Rate hat den Gesamtbruterfolg nicht beeinflusst (Tabelle 7).

Die Resultate litten generell unter dem Fehlen von Zahlenmaterial aus Finnland und der Ukraine, zwei wichtigen Brutgebieten der Art in Europa außerhalb Russlands, und beriefen sich übermäßig auf Daten aus Randgebieten des Verbreitungsgebiets des Rothalstauchers. Diese könnten jedoch sehr verschieden von den Erfolgsraten der Art in zentralen Gebieten gewesen sein. Unter Einbezug der Daten aus dem russischen Wolgadelta, unter der Annahme, dass die Familiengröße Junge führender Paare sich bis zum Flüggewerden in etwa so reduzierte, wie hier aufgezeigt ($-11,2\%$), und unter Ableitung des Bruterfolgs aller Brutpaare vom korrigierten Prozentsatz der Paare mit flüggen Jungen ($46,9\%$) würde der Bruterfolg der Gesamtpopulation auf $0,89$ ($n=696$) anwachsen.

Ohrentaucher

Populationsentwicklung. Daten zum Ohrentaucher waren aus Island, Schottland, den skandinavischen Ländern, Estland und Lettland verfügbar (Tabelle 4). Die Stichproben deckten in den ersten zwei Dekaden 40% und 49% der europäischen Population außerhalb Russlands ab, und überstiegen danach jeweils 80% . Deshalb muss angenommen werden, dass die errechneten Zuwachsraten der Realität entsprechen. Die Gesamtpopulation zeigte demnach tendenziell einen kaum merkbaren Aufwärtstrend bis 1970. Dann setzte eine ebenso leichte Abwärtsbewegung ein, die in der letzten Dekade gegen Null tendierte. Über die Jahre 1950-2000 mag die Ohrentaucherpopulation insgesamt praktisch statisch geblieben sein oder kaum wahrnehmbar um im Schnitt $0,02\%$ im Jahr abgenommen haben (Tabelle 6).

Nach Angaben von BirdLife International (2004) war die europäische Population des Ohrentauchers zwischen 1970 und 1990 recht stabil. Nach 1990 nahmen die großen Populationen in Schweden und Finnland ab und bewirkten einen leichten Rückgang der europäischen Gesamtzahl um 1% im Jahr. Die hier gesammelten Zahlen ergaben dagegen einen leichten Abwärtstrend, der schon 1970 begann. Die unterschiedliche Aussage mag vor allem auf die später widerlegten Zahlen (Douhan 1998 in Fjeldså 2004) von BirdLife für Schweden in den frühen 1990ern (Tabelle 4) zurückzuführen sein. Die verfügbaren Zahlen erlaubten es allerdings nicht, größere kurzfristige Schwankungen, besonders in der finnischen Population zwischen 1950 und 2000, festzustellen. Geht man davon aus, dass für Schweden die Schätzung von 3.500 BP für 1969-72 richtiger ist als das Ergebnis der Erhebungen mit nur 1.900 - 2.500 BP, so würde die Entwicklung der europäischen Brutpopulation allein dadurch mit ca. $0,5\%$ im Jahr bis etwa 1995 negativ beeinflusst. Rein rechnerisch ergäbe sich dadurch gleichfalls ein jährlicher Rückgang der europäischen Population von ca. $0,3\%$ über 50 Jahre.

Bruterfolg. Laut Fjeldså (1973), kannten $75,5\%$ der isländischen und norwegischen Ohrentaucher Schlüpfertag ($n=721$) und diese Paare hatten im Schnitt $1,92$ flügge Junge ($n=274$). Der Bruterfolg aller Paare lag damit bei $1,45$ flüggen Jungtauchern. Die Familiengröße 88 finnischer Paare mit mindestens vier Wochen alten Jungen lag bei $2,42$ (Ulfvén 1988, 1989). Alle Brutpaare aus fünf Studien zogen im Schnitt $0,93$ Junge groß ($n=2.691$). Dieses Resultat beruhte zu $66,3\%$ auf Angaben aus Schottland, und mag deshalb nicht für ganz Europa gültig sein. Weitere $26,8\%$ der Daten kamen aus Island und Norwegen. Der Prozentsatz der Paare mit Bruterfolg konnte nicht ermittelt werden und Angaben über Zweitbruten wurden keine gefunden (Tabelle 7).

Schwarzhalstaucher

Populationsentwicklung. Eine Angabe von 2.600 Brutpaaren für Deutschland in 1986 (Snow & Perrins 1998) widersprach den Daten in BirdLife International (2000, 2004). Die Überprüfung anhand der Paarzahlen aus den einzelnen deutschen Bundesländern zeigte aber, dass Mitte der 1980er, die deutsche Brutpopulation nur etwa 800 Paare betrug. Die verfügbaren Daten bezogen sich ansonsten weitgehend auf das westlichere Europa, und sie belegten einen Anstieg der Schwarzhalstaucherpopulation in den 1950ern und 1960ern. Danach drehte sich die Tendenz, die Brutpopulationen fielen und stiegen erst in den letzten Jahren wieder an. Insgesamt ergab das Zahlenmaterial für die 50 Jahre der Studie einen leichten jährlichen Zuwachs (Tabelle 6). Es blieb allerdings zweifelhaft, ob die hier festgestellte Entwicklung repräsentativ für ganz Eu-

ropa war. In der Tat deckten die Stichproben im Schnitt der fünf Dekaden nur etwa 7% der Gesamtpopulation, und Daten aus Osteuropa waren erst ab 1970 teilweise verfügbar. Kerngebiete des Brutareals blieben Daten schuldig (Tabelle 5). Darüber hinaus wiesen lokale Angaben auf starke Populationschwankungen von einem Jahr zum nächsten hin, ein Phänomen, das durch den langfristigen Trend überdeckt wurde, und das typisch für die Entwicklung in Randgebieten ist.

Laut BirdLife International (2004), folgten auf die starken Populationszuwächse von 1970-1990 leichte Verluste in den 1990ern. Im Gegensatz dazu zeigte diese Studie Rückgänge der Schwarzhalsstaucherpopulationen zwischen 1970 und 1990 und eine leichte Erholung der Bestände in den 1990ern. Muss man einerseits zugeben, dass die BirdLife International Studie eine breitere Datenbasis hat, so führt andererseits die hohe Volatilität der Brutbestände ohne die Berechnung von Mittelwerten nicht unbedingt zu einer korrekten Aussage. Deshalb drängt sich der Schluss auf, dass die westeuropäische Population insgesamt ziemlich stabil über die ganzen 50 Jahre blieb, so dass die manchmal beobachteten großen Schwankungen über kurze Zeitspannen vielleicht überwiegend durch Migration und nicht durch Bruterfolg und Lebenserwartung bedingt waren.

Bruterfolg. Aus drei Studien ließ sich ein Schlüpferfolg von 82,8% aller Schwarzhalsstaucherbrutpaare ermitteln ($n=3.438$). Die Rate ist sehr hoch und könnte durchaus nur für die Tschechische Republik Gültigkeit haben. 75% der Daten der Stichprobe stammten von dort. Die Familiengröße von 1.472 Paaren mit Jungen betrug durchschnittlich 1,60 pulli ($n=1.472$, 18 Studien). Sechs Studien bezogen die Familiengröße auf alle Brutpaare, und diese hatten im Mittel 0,95 Junge ($n=2.197$). Erfolgreiche Paare in sechs Studien hatten durchschnittlich 1,87 flügge Junge ($n=99$). Allerdings enthielt die Stichprobe nur Daten aus sehr kleinen Kolonien oder von Einzelbrütern. Alle Brutpaare aus 18 Studien führten im Schnitt 0,97 Junge in die Unabhängigkeit ($n=3.250$). Dieser Wert liegt oberhalb der Familiengröße für alle Paare wie oben angegeben.

Der Prozentsatz der erfolgreichen Brutpaare war nur für die Niederlande und ein englisches Vorkommen verfügbar; im Schnitt hatten 66,6% ($n=27$) der Paare flügge Junge. Aus zwei Studien ergab sich, dass 42% der Paare ($n=292$) eine Zweitbrut tätigten. Der Wert mag aber keine allgemeine Gültigkeit haben. Dieselben Studien erlaubten es, für erfolgreiche Brutpaare einen Mittelwert von 1,43 flüggen Jungen ($n=26$) in Zweitbruten zu berechnen. Ein ebenso hoher Erfolgsprozentsatz in Zweit- wie in Erstbruten führte dann zu einer Steigerung des jährlichen Bruterfolgs aller Paare um 0,40 flügge Junge. Laut Dittberner (1996), haben alle Brutpaare in der Uckermark etwa 2,5 flügge Junge in guten Jahren mit nur einer Brut, und sogar bis zu 3,6 flüggen Jungen in Jahren mit Zweitbruten (1965-1993).

Es blieb ein schwieriges Unterfangen, aus dem vorliegenden Datenmaterial schlüssige Folgerungen zu ziehen, dies umso mehr, als die Zahlen eine hohe Volatilität der Erfolgsraten beinhalteten. Nahm man an, dass 66,6% der Brutpaare sich erfolgreich reproduzierten, dies bei einer Erfolgsrate von 1,87 bei erfolgreichen Erstbruten, so läge der Erstbruterfolg für die ganze Population bei 1,25 flüggen Jungen pro Paar. Ginge man weiterhin davon aus, dass 42% der Paare ein zweites Mal brüteten, und dass davon wieder 66,6% erfolgreich waren, so würde dadurch die jährliche Rate um 0,40 auf 1,65 gesteigert (Tabelle 7).

Diskussion

Eine große Stichprobe, die über lange Jahre hinaus analysiert wird, hat gute Chancen, weitgehend repräsentative Resultate zu liefern. Ebenfalls kann man unter diesen Umständen davon ausgehen, dass die errechneten Schwankungen eine hohe Wahrscheinlichkeit haben, überwiegend durch Reproduktion und Mortalität, und nur zu einem sehr geringen Grad durch Migration beeinflusst zu sein. In diesem Sinne sind die in dieser Studie erstellten Zuwachsraten der Brutpopulationen realistisch. Eine Ausnahme bildet allerdings der Schwarzhalsstauchers, wo Ab- und Zuwanderungen wohl doch einen wesentlichen Einfluss gehabt haben dürften. Für die anderen vier Lappentaucherarten scheinen die gefundenen Werte gute Schätzungen der globalen Entwicklung ihrer Brutpaarzahlen über die letzten 50 Jahre darzustellen. Sie ignorieren allerdings mögliche stärkere Schwankungen im kurzfristigen Bereich.

In Populationen, die von der Bevölkerungsdichte abhängig sind, werden mit zunehmender Größe die Ressourcen tendenziell immer knapper und intra- und interspezifische Rivalitäten nehmen zu. Folgerichtig zeigen die Zuwachsraten eine Tendenz zur Abflachung und gehen am Ende mit zunehmenden Beständen gegen Null (Rockwood 2006). Dieses Phänomen sollte unter stabilen Habitatbedingungen leicht zu beobachten sein. Allerdings sind diese selten über lange Zeiträume und große Flächen stabil, und die Ressourcen können sich verändern, in ihrer Quantität, in ihrer Qualität und in ihrer Zugänglichkeit. Zusätzlich kann man nicht davon ausgehen, dass selbst unter relativ stabilen Habitatbedingungen eine Populationsgröße sich einfach auf eine bestimmte Zahl, welche das Fassungsvermögen darstellt, zu bewegt. Vielmehr gibt es eine mittlere Bestandszahl, um die herum eine regulierte Population schwankt (Rockwood 2006). Die beobachteten Trendwenden bei den Zuwachsraten von Hauben- und Ohrentaucher, aber auch die verringerte Rate beim Rothalstaucher, beinhaltet vielleicht schon Effekte der vollen Auslastung des Fassungsvermögens für die analysierten Verbreitungsgebiete, und weitere Schwankungen könnten hier in Zukunft vor allem auf Änderungen der Habitatbedingungen und –zugänglichkeit beruhen. Beim Zwergtaucher war kein klarer Trend erkennbar. Populationschwankungen könnten eher zyklisch sein, mehr von den natürlichen Bedingungen beeinflussbar, wie etwa dem Winterwetter oder anderen Zufallsbegebenheiten, die sich auf die langfristige Dynamik auswirken. Umweltstochastik, definiert als zeitlich begrenzte Variation in einer Bevölkerung, hervorgerufen durch unerwartete Ereignisse (Rockwood 2006), wird die hier präsentierten Resultate für Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher weniger als beim Zwergtaucher beeinflusst haben, da hier die langfristigen Trends stabiler scheinen.

Die verfügbaren Daten zum Bruterfolg im weitesten Sinn waren je nach Art mehr oder weniger umfangreich. Zum Teil waren sie leider nicht detailliert genug und zeitlich auch nicht unbedingt gut verteilt, so dass auf die Analyse ihrer Entwicklung in Raum und Zeit verzichtet werden musste. Mögliche Einflüsse auf die Reproduktionsraten z.B. durch erhöhte Wintermortalität in Kältejahren oder nach Populationseinbrüchen in Folge natürlicher (Sturm, unerwarteter Kälteeinbruch, Nahrungsknappheit...) oder anthropogener Ursachen (Ölverschmutzung, andere Gifteinträge ins Habitat,...), wurden in den berechneten Mittelwerten versteckt. Auch ist zu bedenken, dass der Bruterfolg von der Bevölkerungsdichte beeinflusst wird, und eine Population am hohen Ende ihres Fassungsvermögens könnte durchaus im Schnitt weniger Junge hochbringen. Drei Gründe sind hierfür anzuführen:

- Die jüngeren Generationen könnten zunehmend länger auf einen verfügbaren Nistplatz warten müssen, bevor sie zum ersten Mal brüten, so dass die Nachkommen proportional von einem kleineren Teil der Gesamtpopulation produziert würden;
- Konkurrenz zwischen Familien und immer zahlreicheren Nichtbrütern könnte die Nahrungskonditionen besonders für den Nachwuchs negativ beeinflussen, und dadurch deren Mortalitätsrate, sowohl während der Aufzucht als auch im ersten Winter, erhöhen;
- Die Altersverteilung der Population wird sich im Zuge dieses Prozesses verändern und der Anteil älterer Vögel wird zunehmen, was sich kaum als neutral für die Reproduktion erweisen wird.

Beim Haubentaucher dürfte die recht hohe Anzahl an Daten für die Berechnung der Brutparameter, die zusätzlich eine gute Mischung von territorialen und kolonialen Brutdaten darstellte, insgesamt gute Größenordnungen für den mittleren Bruterfolg der Art über die lange Zeitspanne der Studie geliefert haben. Dies mag weniger der Fall für die anderen vier Arten gewesen sein. Besonders beim Schwarzhalsstaucher könnte das Fehlen von Daten aus größeren Kolonien aus dem Kernverbreitungsgebiet zu einer Überschätzung des Bruterfolgs geführt haben. Beim Rothalstaucher ist ebenfalls anzumerken, dass die Berechnungen zu sehr auf Zahlenmaterial aus Randgebieten seiner Verbreitung beruhen, wo Schwankungen im Bruterfolg vielleicht größer waren und dieser auch nicht unbedingt dem im Kerngebiet entsprach. Wie die Daten aus dem Wolgadelta zeigten, ist nicht auszuschließen, dass allgemein die Art einen höheren Erfolg hatte, und der Einbezug der russischen Zahlen in unsere Berechnungen bewirkte wahrscheinlich eine Korrektur in die richtige Richtung.

Abt und Konter (2009) haben die Überlebenschancen von Hauben-, Schwarzhals- und Zwergtaucher an Hand von Beringungsdaten aus ganz Europa aus 57 Jahren berechnet. Danach haben sie die Resultate mittels wahrscheinlicher Populationszuwächse und Bruterfolgswerten, sowie sie sich aus einer begrenzten Anzahl von Publikationen ergaben, überprüft. Wenn man die

in dieser Studie ermittelten Raten der Populationsentwicklung und des Bruterfolgs in die Formel von Abt und Konter eingibt und den artifiziellen Parameter k , der eine möglicherweise erhöhte Mortalität der Lappentaucher im ersten Lebensjahr in die Berechnungen einbringt, beibehält, so ergibt sich Tabelle 8. Die Werte bestätigen die Überlebensraten von $\pm 0,75$ für adulte Hauptentaucher, respektive von $\pm 0,60$ für adulte Zwergtaucher, wie von Abt und Konter angegeben, und schmälern Argumente für niedrigere Überlebenschancen, die einen höheren Bruterfolg verlangen würden. Die Ungewissheit bei den Populations- und Brutparametern des Schwarzhalsstauchers verhindert hier eine zuverlässige Bewertung; *a priori* deuten diese sogar auf eine leicht niedrigere Überlebensrate, wie die von Abt und Konter ermittelten $\pm 0,70$, hin. Das Fehlen von Beringungsdaten bei Rothals- und Ohrentaucher verhinderte eine Aussage von Abt und Konter zu diesen beiden Arten. Die Parameter dieser Studie würden mittels der Formel von Abt und Konter eine Überlebensrate von $\pm 0,75$ für adulte Ohrentaucher ergeben, dies unter der Annahme, dass die Art generell erst nach dem zweiten Kalenderjahr brütet. Ob diese Annahme stimmt, bleibt zu überprüfen. Beim Rothalsstaucher ergibt sich ein Wert von 0,80 oder sogar höher, und die Art hätte damit die höchste Lebenserwartung aller fünf europäischen Lappentaucher. Diese Rate ist mit Vorsicht zu genießen, vielleicht ebenso wie die des Ohrentauchers, und muss sehr wahrscheinlich nach unten korrigiert werden, da die Reproduktion der Art in Wirklichkeit besser sein könnte als hier errechnet. Ferner widerspricht das Resultat für beide Arten der Regel, dass sich bei Vögeln im Allgemeinen mit erhöhter Körpergröße eine längere Lebensdauer ergibt. Dies dürfte besonders innerhalb einer Familie der Fall sein, auch wenn prinzipiell jede demographische Variable sich in Abhängigkeit von anderen Variablen, wie etwa Bevölkerungsdichte, Futterversorgung oder Habitatkonditionen, verändern kann (Newton 1998). Populationsangaben zu Vögeln werden in ganz Europa immer genauer und die neueren Daten erlauben verlässliche Berechnungen der rezenten Trends. Dies ist weniger der Fall, wenn es sich um Reproduktionsdaten handelt. Befassten sich in den 1970ern und 1980ern noch relativ viele Studien mit den Brutparametern der Lappentaucher, so werden jüngere Publikationen zunehmend seltener oder sind unvollständig. In Avifaunen finden sich zwar noch immer nützliche Angaben, die aber meist eine Zusammenfassung von vereinzelten Zufallsbeobachtungen über größere Zeiträume darstellen. Detaillierte Studien in größeren Gebieten scheinen etwas aus der Mode gekommen zu sein. Sie bedingen einen hohen Zeitaufwand in Relation zum begrenzten Neuwissen, das man sich vom Resultat erwartet, und die Ornithologen riskieren zusätzlich kein Journal zu finden, das die Studie publiziert. Das Fehlen solcher Publikationen aber verhindert wirklich gute Vergleiche im Zeitraum sowie die Überprüfung der Gültigkeit von theoretischen Populationsmodellen. Es ist von größter Wichtigkeit, dass diese Feldarbeit fortgesetzt wird und die Ergebnisse auch publiziert und damit zugänglich werden.

Literatur:

- Abt K. & A. Konter 2009: Estimating survival rates of adult European grebes (Podicipedidae). *Ardea* 97: 313-321.
- Asbirk S. & T. Dybbro 1978: Population size and habitat selection of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* in Denmark, 1975. *Dansk orn. Foren. Tidsskr.* 72: 1-13
- Bandorf H. 1970: Der Zwergtaucher. Neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen-Verlag Wittenberg Lutherstadt.
- Bauer H.-G. & P. Berthold 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas - Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (Hrsg.) 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bauer K.M. & U.N. Glutz von Blotzheim 1987: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. AULA Verlag (1. Auflage 1966).
- Berndt R. & D. Drenckhahn 1974: Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
- Berndt R., B. Koop & B. Struwe-Juhl 2002: Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 5. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Bezzel E., I. Geiersberger, G. von Lossow & R. Pfeifer 2005: Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Ulmer Verlag.

- BirdLife International 2000: European Bird populations: estimates and trends. BirdLife International (BirdLife Conservation Series N° 10).
- BirdLife International 2004: Birds in Europe – Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International (BirdLife Conservation Series N° 12).
- Bijlsma R. G., F. Hustings & K. Camphuysen 2001: Algemene en schaarse vogels van Nederland. (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- Bos J., M. Buchheit, M. Austgen & O. Elle (compilers) 2005: Atlas der Brutvögel des Saarlandes. Ornithologischer Beobachterring Saar.
- Brichetti P., P. de Franceschi & N. Baccetti 1992: Aves. I Gaviidae - Phasianidae. Edizioni Calderini, Bologna.
- Brown A. & P. Grice 2005: Birds in England. T & AD Poyser, London.
- Cepák J., P. Musil & G. Voldánová 1999: Trends in breeding populations of grebes in the Czech Republic: indicators of environmental changes. Vogelwelt 120 Suppl.: 283-288.
- Cepák J., P. Musil & J. Pykal 2005: Breeding population of the Black-necked Grebe (*Podiceps nigricollis*) in Southern Bohemia in 1997-2004 and possible causes of changes in numbers. Sylvia 41:83-93.
- Cramp S. & K.E.L. Simmons 1977: The Birds of the Western Palearctic I (Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa). Oxford University Press.
- Danko Š., A. Darolová & A. Krištín (Eds) 2002: Rozšíření Vtákov na Slovensku Birds Distribution in Slovakia. VEDA, Bratislava.
- Degen A. 2006: Rothals- *Podiceps grisegena* und Schwarzhalsstaucher *P. nigricollis* in Niedersachsen: Verbreitung, Bestand und Habitatwahl sowie Gefährdungsursachen, Schutz und Erhaltungszustand. Vogelkdl. Ber. Niedersach., Staatliche Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 38: 1-24.
- del Hoyo J., A. Elliott & J. Sargatal 1992: Order Podicipediformes in Handbook of the Birds of the World, Volume 1. Lynx Edicions 173-196.
- Devillers P., W. Roggeman, J. Tricot, P. del Marmol, C. Kerwijn, J.-P. Jacob & A. Anselin 1988: Atlas des oiseaux nicheurs de Belgique. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles.
- Dittberner W. 1996: Die Vogelwelt der Uckermark. Verlag Erich Hoyer, Galenbeck.
- Dubois P.J., P. Le Maréchal, G. Oliosio & P. Yésou 2000: Inventaire des oiseaux de France. Nathan
- Eichstädt W., D. Sellin & H. Zimmermann (Bearbeiter) 2003: Rote Liste der Brutvögel Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern.
- Fiala V. 1974: Populationsdynamik und Brutbiologie der Lappentaucher Podicipedidae im Teichgebiet von Náměst' n. Osl./SSR. Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern 13: 198-218.
- Fischer S. 2003: Bundesweite Kartierung - 6000 Haubentaucher weniger. Naturschutz heute 35:18.
- Fjeldså J. 1973: Territory and the Regulation of Population Density and Recruitment in the Horned Grebe *Podiceps Auritus Arcticus* Boje, 1822. Vidensk. Meddr. Dansk naturh. Foren. 136: 117-189.
- Fjeldså J. 2004: The Grebes. Oxford University Press.
- Fuchs E. 1978: Zum Bruterfolg des Haubentauchers *Podiceps cristatus* auf dem Sempachersee. Der Ornithologische Beobachter 75: 33-37.
- Gibbons D. W., J. B. Reid & R. A. Chapman 1993: The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991. T & A D Poyser, London.
- Hagemeijer W. J.M. & M. J. Blair 1997: The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London.
- Harrisson T.H. & P.A.D. Hollom 1932: The Great Crested Grebe Inquiry, 1931 (Parts I-IV). British Birds 26: 62-291.
- Heckenroth H. 1985: Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt - Fachbehörde für Naturschutz.
- Hölzinger J. 1987: Die Vögel Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

- Hustings F. & J.-W. Vergeer 2002: Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Hyytiä K., J. Koistinen & E. Kellomäki 1983: Suomen lintuatlas. SLY:n Lintutieto Oy, Helsinki.
- Illicev V. D. & V. E. Flint 1985: Handbuch der Vögel der Sowjetunion Band 1. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Jacob J.-P. 1999: Evolution récente de la population nidificatrice du Grèbe huppé (*Podiceps cristatus*) en Wallonie et à Bruxelles. Aves 36 : 225-244.
- Klafs G. & J. Stübs (Hrsg.) 1977: Die Vogelwelt Mecklenburgs. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Klafs G. & J. Stübs (Hrsg.) 1987: Die Vogelwelt Mecklenburgs - Bezirke Rostock, Schwerin, Neubrandenburg. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Konter A. 2004: The Great Crested Grebe in Luxembourg. Reguluz WB 20: 8-18.
- Koop B., K. Jeromin, K. Günther, A. Mitschke & R. K. Berndt 2007 : Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 2001. Corax 20: 201-240.
- Kren J. 2000: Birds of the Czech Republic. Christopher Helm.
- Kreuziger J., M. Korn, W. Schindler & S. Stübing 2004: Aktuelle Bestandssituation brütender Wasservogelarten in Hessen. Vogel und Umwelt 15: 3-49.
- Leys H. N., J. Marbus & J.J.F.E. de Wilde 1969: Voedselvluchten en jongenproductie bij de Futen van de Houtribsluizen. De Levende Natuur 72: 11-18.
- Lippens L. & H. Wille 1972: Atlas van de vogels in België en West-Europa. Lannoo Tielt, Utrecht.
- Lõhmus A., A. Kalamees, A. Kuus, A. Kuresoo, A. Leito, A. Leivits, L. Luigujõe, I. Ojaste & V. Volke 2001: Bird Species of Conservation Concern in the Estonian Protected Areas and Important Bird Areas. Hirundo Suppl. 4: 47-167.
- Mädlow W., H. Haupt, R. Altenkamp, R. Beschow, H. Litzbatski, B. Rudolph & T. Ryslavy 2001: Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen.
- Martí R. & J. C. del Moral (Eds) 2003: Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Melde M. 1973: Der Haubentaucher. Die Neue Brehm Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Melchior E., E. Mentgen. R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss 1987: Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNVL.
- Merikallio E. 1958: Finnish Birds. Societas pro Fauna et Flora Fennica.
- Newton I. 1998: Population Limitation in Birds. Academic Press.
- Nicolai B. 1993: Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. G. Fischer Verlag, Jena – Stuttgart.
- Ogilvie M. and the rare Breeding Birds Panel 2002: Rare breeding birds in the United Kingdom in 2000. British Birds 95: 542-582.
- Ogilvie M. and the rare Breeding Birds Panel 2004: Rare Breeding Birds in the United Kingdom in 2002. British Birds 97: 492-536.
- Perry K. 2000: The Ecology and Conservation of Great Crested Grebes *Podiceps Cristatus* at Lough Neagh, Northern Ireland. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy, University of Ulster.
- Prestt I. & D.H. Mills 1966: A census of the Great Crested Grebe in Britain 1965. Bird Study 13: 163-203.
- Preuss N. O. 1969: The Distribution and Numbers of Breeding Grebes (*Podiceps*) in Denmark. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 63: 174-185.
- Renevey B. 1988: Ecologie de la reproduction du grèbe huppé, *Podiceps cristatus*, sur la rive sud-est du Lac de Neuchâtel : 2e partie: l'élevage des jeunes. Alauda 57 (2): 92-107.
- Risberg L. 1990: Sveriges fåglar. Vår Fågelvärld suppl. 14.
- Rockwood L. L. 2006: Introduction to Population Ecology. Blackwell Publishing.
- Rolls J. C. 2004: Great Crested Grebe rearing three broods in a year. British Birds 97: 626.
- Rost F. 1998: Der Brutbestand der Lappentaucher (Podicipedidae) 1997 in Thüringen. Anz. Ver. Thüring. Ornithol. 3:10 -116.

- Rutschke E. (Hrsg.) 1983: Die Vogelwelt Brandenburgs. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Schifferli A., P. Géroudet, R. Winkler, B. Jacquat, J.-C. Praz & L. Schifferli 1980: Verbreitungsatlas der Brutvögel der Schweiz. Vogelwarte Sempach.
- Schmid H., R. Luder, B. Naef-Daenzer, R. Graf & N. Zbinden 1998: Schweizer Brutvogelatlas. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Sikora A., Z. Rohde, M. Gromadzki, G. Neubauer & P. Chylarecki (Compilers) 2007: Atlas rozmieszczenia ptaków lgowych Polski 1985-2004. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Pozna.
- Snow D.W. & C.M. Perrins 1998: The Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press.
- Svensson S., M. Svensson & M. Tjernberg 1999: Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld, suppl. 31.
- Teixeira R.M. 1979: Atlas van de Nederlandse Broedvogels. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland te 's-Graveland.
- Tjernberg M. & M. Svensson 2007: Swedish Red Data Book of Vertebrates. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Tydeman C. F. 1977: Early nesting by Great Crested Grebes. British Birds 70: 74.
- Ulfvén J. 1988: Comparative breeding ecology of the Horned Grebe *Podiceps auritus* and the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*: archipelago versus lake habitats. Acta Zoologica Fennica 183: 1-75.
- Ulfvén J. 1989: Clutch size, productivity and population changes in a population of Horned Grebes *Podiceps auritus* in an exposed habitat. Ornis Fennica 66: 75-77.
- Vlug J.J. 1983: De Fuut (*Podiceps cristatus*). Wetenschappelijke Mededeling van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging 160.
- Vlug J.J. 1993: De Roodhalsfuut (*Podiceps grisegena*) in de Broedtijd in Nederland en West-Europa. De Graspieper 13: 75-84.
- Vlug J.J. 2002: *Podiceps grisegena* Red-necked Grebe in Parkin David: BWP Update Vol 4 N°3: 139-180. Oxford University Press.
- Vlug J.J. 2005: Fortpflanzungsstrategie, Bruterfolg und Familiengröße des Rothalstauchers (*Podiceps grisegena*), insbesondere in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969-2002 - im Vergleich zu Hauben- (*Podiceps cristatus*) und anderen Lappentauchern (Podicipedidae). Corax 20: 19-64.
- Von Knorre D., G. Grün, R. Günther & K. Schmidt 1986: Die Vogelwelt Thüringens. Gustav Fischer Verlag Jena.
- Wobus U. 1964: Der Rothalstaucher *Podiceps griseigena*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Wüst W. (Hrsg.) 1982: Avifauna Bavariae - Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit, Band 1. Ornithologische Gesellschaft in Bayern, München.
- Yeatman-Berthelot D. 1995: Nouvel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1985-1989. Société Ornithologique de France.
- Yeatman L. 1976: Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1970-1975. Société Ornithologique de France.

Tabelle 1: Zwergtaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern (/ = Daten nicht angegeben)

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ% (pro Jahr)	Datenquelle
Europa*	/	77.000– 150.000	/	99.000– 170.000	+4,8 ±2,3	BirdLife Internatl 2000, 2004
Großbritannien	1988-91	5.000– 10.000	2000	3.800– 13.000	±	Gibbons et al. 1993, BirdLife Internatl 2004
Norwegen	1973**	1	1990	30-50	+24,0 ±2,6	Folkestad & Hundvebakke 1974 in Berndt & Drenck- hahn 1974, BirdLife Intl 2000
	1990	30-50	2000	23-37	-2,8 ±0,2	BirdLife Internatl 2004
Schweden	1904**	1	1966	120	+8,0 %	Risberg 1990
	1966	120	1999- 2002	300-400	+3,1 ±0,4	BirdLife Internatl 2004
Finnland	1990-95	5-20	1999- 2001	10-30	+8,7 ±6,1	BirdLife Internatl 2000, 2004
Dänemark	1960-67	500– 2.000	2000	2.000 – 3.000	+3,1 ±1,7	Preuss 1969 in Cramp & Simmons 1977, BirdLife Internatl 2004
Niederlande	1966-67	1.000– 2.000	1979	1.000– 1.300	-2,8 ±2,6	Texeira 1979, Hagemeijer & Blair 1997
	1979	1.000– 1.300	1989- 1991	1.000– 1.300	±	Bijlsma et al. 2001
	1989-91	1.000– 1.300	1998- 2000	1.800- 2.500	+6,9 ±1,7	Hustings & Vergeer 2002
Belgien	1966	250	1995- 2002	1.000– 1.600	+5,1 ±0,3	Devillers et al. 1988, BirdLife Internatl 2004
Luxemburg	1950s	12	2001- 2002	60-70	+3,4 ±0,2	Melchior et al. 1987, Bauer et al. 2005
Deutschland	1990-94	7.000– 12.000	1995- 1999	6.000– 9.800	-4,1 ±2,3	Bauer & Berthold 1996, BirdLife Internatl 2004
Schleswig- Holstein	1969	150	2000	700	+5,1	Berndt & Drenckhahn 1974, Berndt et al. 2002
Berlin & Brandenburg	1945	500	1995	500– 1.000	+0,7 ±1,0	Rutschke 1983, Dürr et al. 1997 in Mädlow et al. 2001
Hessen	1970-90	100-200	2000- 2003	250-300	+2,7 ±0,7	Burkhardt 1995 in Kreuz- iger et al. 2004, Kreuziger et al. 2004
Nordrhein- Westfalen	ca 1965	285-360	2001	600	+1,8 ±0,5	Eber 1968 in Bandorf 1970, Sudmann & Jöbges 2001 in Kreuziger et al. 2004

Tabelle 1: Zwergtaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern (/ = Daten nicht angegeben)

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Saarland	ca 1988	<20	1996- 2000	35	+6,8 ±1,8	Roth et al. 1990 in Bos et al. 1985, Bos et al. 1985
Bayern	bef. 1980	<1.000	1996- 1999	1.050– 1.750	+2,0± 1,6	Bezzel et al. 2005
Thüringen	1960	375-425	1997	100-130	-3,3 ±0,4	Rost 1998
Schweiz	1985-93	300-350	1993- 1996	600-800	+8,1 ±1,1	Bauer & Berthold 1996, Schmid et al. 1998
Frankreich	1985-89	2.500– 3.000	1998- 1999	7.000– 8.000	+8,2 ±1,2	Yeatman-Berthelot 1995, Dubois et al. 2000
Spanien	1975-95	2.700– 5.400	1998- 2002	5.200– 8.000	+3,6 ±1,7	Purroy 1997 in Martí & del Moral 2003, Martí & del Moral 2003
Portugal	1978-84	1.000– 10.000	2002	1.000– 5.000	-3,6 ±3,9	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Österreich	ca 1990	1.000– 1.500	1998- 2002	1.200– 2.000	+3,2 ±1,8	Bauer & Berthold 1996, BirdLife Internatl 2004
Italien	1980s	1.000– 2.000	2003	3.000– 4.000	+4,0 ±2,0	Brichetti et al. 1992, BirdLife Internatl 2004
Tschechien	1970	/	1990s	3.000– 6.000	--***	Kren 2000, Cepak et al. 1999
Slowakei	1973-94	1.000– 3.000	1990- 1999	1.000– 3.000	±	Snow & Perrins 1998, Danko et al. 2002
Ungarn	1979-93	9.000– 10.000	1998	9.000– 10.000	±	Snow & Perrins 1998, Bauer et al. 2005
Bulgarien	1970-85	200-300	1995- 2000	500-900	+5,0 ±1,6	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Rumänien	1986-92	6.000– 10.000	1998- 2002	7.000– 12.000	+1,9 ±1,9	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Ukraine	1988	4.500– 5.000	1998- 2002	3.500– 6.900	±	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Moldawien	1990	500-800	1990- 2000	50-100	?	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004

* Berechnung über vier Jahre

** Erster Brutnachweis

*** geschätzt auf -2% für spätere Berechnungen

-- kontinuierlicher Rückgang

Tabelle 2: Haubentaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ% (pro Jahr)	Datenquelle
Großbritannien	1931	1.400	1965	2.066– 2.367	+1,4 ±0,3	Harrison & Hollom 1932, Prestt & Mills 1966
	1965	2.066– 2.367	2000	6.100	+2,9 ±0,3	BirdLife Internatl 2004
Irland (Insel)	1975	800	1988- 1991	2.075	+6,8 ±1,0	Hutchinson 1979 in Vlug 1983, Gibbons et al. 1993
Norwegen	1968	30	1990	300-500	+12,3 ±1,8	Haftorn 1971 in Cramp & Simmons 1977, BirdLife Intl 2000
	1990	300-500	1990- 2002	250-400	-1,7 ±0,2	BirdLife Internatl 2004
Schweden	1971	3.000	1990- 1995	20.000– 50.000	+11,6 ±1,0	del Hoyo et al. 2000, Svensson et al. 1999
	1990-95	20.000– 50.000	1999- 2000	15.000– 25.000	-8,1 ±2,9	BirdLife Internatl 2004
Finnland	1950s	5.000	1980s	25.000– 30.000	+5,8 ±0,5	Hyttiä et al. 1983
	1980s	25.000– 30.000	1999- 2001	25.000– 35.000	±	BirdLife Internatl 2004
Dänemark	1960-67	2.200– 2.500	1975	3.400– 3.900	+3,8 ±1,1	Preuss 1969, Asbirk & Dybbro 1978
	1975	3.400– 3.900	2000	3.500– 4.500	+0,5 ±0,5	BirdLife Internatl 2004
Niederlande	1932	300	1967	3.600– 3.700	+7,4 ±0,1	Leys et al. 1969
	1967	3.600– 3.700	1998- 2000	13.000– 16.000	+4,4 ±0,2	Hustings & Vergeer 2002
Belgien	1953-54	40	1971	90	+4,8 ±0,2	Suetens 1960 inVlug 1983, Lippens & Wille 1972
	1971	90	1983	550	+16,3	Devillers et al. 1988
	1983	550	1995- 2002	1.400– 1.900	+6,5 ±1,3	BirdLife Internatl 2004
Luxemburg	1975	2	2004	18	+7,9	Konter 2004
Deutschland	ca 1978	21.000	1985	32.000	+6,2	Hölzinger 1987, Zang 1976 in Vlug 1983, Nicolai 1993, Snow & Perrins 1998
	1985	32.000	2001	20.000	-2,9	Fischer 2003

Tabelle 2: Haubentaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Schleswig- Holstein	1961	1.800	1985- 1994	3.507	+2,3 ±0,4	Berndt & Drenckhahn 1974, Berndt et al. 2002
	1985-94	3.507	2001	3.200– 3.500	-0,5 ±0,6	Koop et al 2007
Mecklenburg- Vorpommern	1978-81	9.000	2003	3.500– 4.000	-3,7 ±0,4	Nicolai 1993, Eichstädt et al. 2003
Brandenburg	1978-82	4.500	2001	3.500– 4.000	-0,9 ±0,4	Nicolai 1993, Fischer 2003
Niedersachsen	1961	137	1980	800	+9,7	Kniprath & Kramer 1963 in Melde 1973, Hecken- roth 1985
Hessen	1964-66	54-62	2001	450	+5,9 ±0,1	Berg-Schlosser 1968 in Melde 1973, Kreuziger et al. 2004
Baden- Württemberg	1968	1.250	1984	1.640	+1,7	Hölzinger 1987
Bayern	1967-68	550-600	1996- 1999	1.100	+2,2 ±0,2	Wüst 1982, Bezzel et al. 2005
Thüringen	1967	7	1981	100-150	+22,7 ±2,5	Von Knorre et al. 1986
	1981	100-150	1997	250-280	+4,9 ±1,6	Rost 1998
Schweiz	1975	6.500*	1993- 1996	4.500- 5.500	-1,3 ±0,6	Schifferli et al. 1980
Frankreich	1970-75	3.000	1998- 2002	6.000– 10.000	+3,5 ±0,9	Yeatman 1976, BirdLife Internatl 2004
Spanien	1975-95	1.642	1995	2.300– 3.400	+2,6 ±1,4	Purroy 1997 in Martí & del Moral 2003, Martí & del Moral 2003
Portugal	1978-84	125-145	2002	300-500	+5,2 ±1,6	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Österreich	1970	50	1998- 2002	1.000– 1.200	+10,6 ±0,6	European News 1978 in Iliev & Flint 1985, Bauer et al. 2005
Italien	1980	400-600	2003	3.000– 3.500	+8,7 ±1,0	Brichetti et al. 1992, BirdLife Internatl 2004
Tschechien	1985-89	3.500– 7.000	2000	2.500– 5.000	-3,5 ±2,1	Bauer & Berthold 1996, Kren 2000
Ungarn	1979-83	8.000	1998	7.000– 9.000	±	Snow & Perrins 1998, BirdLife Intl 2000
Bulgarien	1990-97	500- 1.000	1995- 2002	400-700	-4,3 ±2,2	BirdLife Internatl 2000, 2004
Rumänien	1986-92	>20.000	1998- 2002	20.000– 30.000	±	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004

Tabelle 2: Haubentaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Estland	1951- 1957	775	1998	2.000– 3.000	+2,7 ±0,6	Onno 1960 in Vlug 1983, Löhmus et al. 2001
Lettland	1980s	5.000– 8.000	1990- 2000	5.000– 8.000	±	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Ukraine	1988	25.000– 27.000	1990- 2000	14.500– 16.700	-4,2 ±0,7	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004

* Zählung von adulten Vögeln im Juni, Zahl kann deshalb Nichtbrüter enthalten

Tabelle 3: Rothalstaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Schweden	1980	600	1999- 2000	700-800	+1,1 ±0,5	Risberg 1990, BirdLife Internatl 2004
Finnland	1950	2.000	1999- 2001	6.000- 8.000	+2,5 ±0,3	Merikallio 1958, BirdLife Internatl 2004
Dänemark	1960- 1967	350-400	1993- 1996	1.500- 2.000	+4,9 ±0,5	Preuss 1969, BirdLife Intl 2000
Schleswig- Holstein	1960	120	1980	270	+4,1	Schmidt in Wobus 1964, Vlug 1993
	1980	270	1990	700	+10,0	Vlug 1993
	1990	700	2002	662	-0,5	Vlug 2005
Mecklenburg- Vorpommern	1975	200	2003	600-1.500	+5,9 ±1,7	Krägenow 1977 in Vlug 2002, Eichstädt et al. 2003
Niedersachsen	1970	5	1999	27	+6,0	Heckenroth 1975, Degen 2006
Ungarn	1979- 1993	100-150	1998	80-150	-0,5 ±0,6	Snow & Perrins 1998, Bauer et al. 2005
Polen	1970- 1975	540-1.000	1990- 2000	3.000- 4.000	+6,3 ±1,9	Cramp & Simons 1977, BirdLife Internatl 2004
Estland	1950s	100	1990s	200-300	+2,3 ±0,7	Onno 1960 in Vlug 1983, Löhmus 2001
Ukraine	1988	7.000- 12.000	1990- 2000	5.000- 9.000	-2,6 ±0,3	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004

Tabelle 4: Ohrentaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Island	1970s	500-750	2002	500-700	±	Gardarsson 1975 in Cramp & Simmons 1977, BirdLife Internatl 2004
Schottland	1971	52	1990	74	+1,9	Gibbons et al. 1993, Ogilvie et al. 2002
	1990	74	2000	29	-8,9	Ogilvie et al. 2002
Norwegen	1960s	500	2000	1.500	+2,8	Fjeldså 2004
Schweden	1969-72	1.900-2.500*	1996	1.150-1.250	-2,5±0,5	Tjernberg & Svensson 2007
	1972	2.500	1990s	1.200	-3,6	Douhan 1998 in Fjeldså 2004
	1990s	2.000-2.500**	1999-2000	900-1.200	-7,7±1,7	BirdLife Internatl 2004
Finnland	1950s	3.000	1999-2001	2.000-4.000	±	Merikallio 1958, BirdLife Internatl 2004
Estland	1950s	175	1970	500	+5,4	Onno 1960 in Bandorf 1970, Cramp & Simmons 1977
	1970	500	1995	300-400	-1,5±0,8	Löhmus 2001
Lettland	1980s	200-300	1990-2000	20-50	-9,7±2,6	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004

* möglicherweise unterschätzt die Zahl den tatsächlichen Bestand der vielleicht 3.500 BP erreichte

** diese Zahl wurde nicht berücksichtigt, und die Zahl von Tjernberg & Svensson (2007) wurde zurückbehalten

Tabelle 5: Schwarzhalstaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Großbritannien	bef. 1970	10	2001	42-70	+5,6 ±1,2	Gibbons et al. 1993, Ogilvie et al. 2004
Irland Rep.	1929	250	1988- 1991	0-50	-2,6	Gibbons et al. 1993, BirdLife Internatl 2004
Dänemark	1960-67	125-200	1989- 1992	300- 350	+2,6 ±1,0	Preuss 1969, Snow & Perrins 1998
	1989-92	300-350	1999- 2000	200- 300	-4,0 ±2,2	BirdLife Internatl 2004
Schweden	1974-86	<20	1997	107	+7,6 ±1,0	Svensson et al. 1999
Niederlande	1918	21	1940	>110	+7,8	Cramp & Simmons 1977, Bauer & Glutz 1987
	1940	>110	1973- 1977	30-70	-2,4 ±1,5	Bijlsma et al. 2001
	1973-77	30-70	2003	530- 560	+9,2± 1,1	van Dijk et al. 2005 in Degen 2006
Belgien	1983	28	1995- 2002	204- 243	+11,5 ±0,7	Devillers et al. 1988, BirdLife Internatl 2004
Deutschland	1985	800*	1996	1.219- 1.343	-6,2 ±0,6	BirdLife Intl 2000
	1996	1.219- 1.343	2003	1.500- 1.900	+4,0 ±1,5	Boschert 2005 in Degen 2006
Schleswig- Holstein	1983	50	2003	440	+11,5	Koop 1998 in Berndt et al. 2002, Boschert 2005 in Degen 2006
Mecklenburg	1966-70	25	1982	80-100	+8,3 ±1,1	Klafs & Stübs 1977, 1987
Berlin & Brandenburg	1950-70	100	1992- 1993	61-65	-1,1 ±0,1	Rutschke 1987 in Mädlow et al. 2001, Mädlow et al. 2001
	1992-93	61-65	1996- 1997	233- 368	+47,6 ±7,2	Ryslavy 1995, 97, 98, 99 in Mädlow et al. 2001
Niedersachsen	1980	5	2005	117	+13,4	Heckenroth 1985, Degen 2006
Hessen	1950	4-6	2003	13-16	+2,1 ±0,3	Cramp & Simmons 1977, Boschert 2005 in Degen 2006
Baden- Württemberg	1954	40	1965	125	+10,9	Hölzinger 1987
	1965	125	1985	52	-4,3	Hölzinger 1987

Tabelle 5: Schwarzhalstaucher – Anzahl der Brutpaare und Populationsentwicklung in verschiedenen europäischen Ländern

Land / Region	Jahr	Popu- lation	Jahr	Popu- lation	Δ % (pro Jahr)	Datenquelle
Bayern	1935	90-100	1990- 1991	400- 450	+2,7 ±0,2	Wüst 1982, Bezzel et al. 2005
	1990-91	400-450	1996- 1999	270- 320	-4,3 ±0,1	Bezzel et al. 2005
Thüringen	1981-83	2-19	1992- 1997	10-26	+3,4 %	Rost 1998
Frankreich	1970-75	200-300	1995- 2000	1.200- 1.500	+6,8 ±0,6	Yeatman 1976, BirdLife Internatl 2004
Spanien	1975-95	300- 1.000	1998- 2002	300- 750	-1,6 ±1,9	Purroy 1997 in Martí & del Moral 2003, BirdLife Internatl 2004
Österreich	1989-91	90-120	1998- 2002	20-60	-8,7 ±4,0	Bauer & Berthold 1996, BirdLife Internatl 2004
CSSR	1971	4600- 4650**	1987	2800- 2900	-2,95	Fiala 1991 in Hagemeijer & Blair 1997
Tschechien	1988	100%	2000	30%	-9,5	Cepák et al. 2005
	1985-89	2.500- 5.000	1994	1.000- 1.500	-11,8 ±4,3	Bauer & Berthold 1996, Kren 2000
Slowakei	1980-99	100-250	1995- 1999	100- 250	±	BirdLife Internatl 2004, Danko et al. 2002
Ungarn	1979-93	200-600	1998	600- 1.000	+5,9 ±4,3	Snow & Perrins 1998, BirdLife Intl 2000
Bulgarien	1990-97	<100	1995- 2002	10-30	-15,6 ±4,8	BirdLife Internatl 2000, 2004
Rumänien	1986-92	2.000- 4.000	1998- 2002	2.500- 3.500	±	Snow & Perrins 1998, BirdLife Internatl 2004
Albanien	1981	<10	1996- 2002	5-25	+2,2 ±3,2	BirdLife Internatl 2000, 2004
Polen	1985-93	4.000- 5.000	1995- 2000	4.000- 5.000	±	Sikora et al. 2007, BirdLife Internatl 2004
Litauen	1996-98	70-100	1999- 2001	150- 200	+19,6 ±7,8	BirdLife Internatl 2000, 2004

* berechnet ausgehend von Angaben für die einzelnen Länder

** berechnet ausgehend von jährlichen Zuwachs- und Populationsangaben für Tschechien und die Slowakei

Tabelle 6: Mittlere Zuwachsraten per Dekade (Δ) und relative Größe der Stichproben (%) zu der westeuropäischen Brutpopulation für die fünf Lappentaucherarten

Jahr	Zwerg- taucher		Hauben- taucher		Rothals- taucher		Ohren- taucher		Schwarzhals- taucher	
	Δ	%	Δ	%	Δ	%	Δ	%	Δ	%
1950-1959	+1,36% (1,20-1,56)	1%	+5,01% (4,85-5,15)	14%	+2,49% (2,49)	19%	+0,38% (0,30-0,46)	40%	+0,35% (-0,56-1,31)	1%
1960-1969	+0,85% (0,04-1,55)	3%	+4,87% (4,57-5,12)	19%	+2,85% (2,82-2,87)	22%	+0,78% (-0,32-1,03)	49%	+1,62% (0,39-2,76)	1%
1970-1979	-0,52% (-1,01-0,26)	20%	+4,88% (4,42-5,30)	28%	+3,44% (3,32-3,56)	25%	-0,54% (-0,68-0,25)	81%	-1,25% (-2,05-2,12)	6%
1980-1989	+0,47% (-0,18-1,12)	51%	+2,56% (0,67-4,60)	47%	+3,10% (0,70-3,87)	35%	-0,54% (-0,79-0,32)	84%	-0,30% (-0,75-0,31)	12%
1990-2000	+1,15% (0,39-1,95)	73%	-0,26% (-1,57-1,71)	58%	+1,06% (0,72-1,35)	55%	-0,18% (-0,35-0,00)	82%	+0,44% (-0,53-1,26)	17%
1950-2000	+0,65%		+3,40%		+2,58%		-0,02%		+0,17%	

**Tabelle 7: Bruterfolgsparemeter der fünf europäischen Lappentaucherarten
(Stichprobengrößen in Klammern)**

	Zwerg- taucher	Hauben- taucher	Rothals- taucher	Ohren- taucher	Schwarzhals- taucher
% der Brutpaare mit Schlüpf Erfolg	/	69,8% (2.025)	89,3% (205)	75,5% (721)	82,8% (3.438)
Familiengröße der Paare mit Jungen	2,47 (1.882)	1,74 (25.640)	1,71 (7.478)	2,42 (88)	1,60 (1.472)
Familiengröße aller Brutpaare	/	1,23 (7.414)	0,69 (1.415)	/	0,95 (2.197)
Flügge Junge pro erfolgreichem Paar	2,01 (644)	1,47 (12.257)	1,51 (398)	1,92 (274)	1,87 (99)
Flügge Junge pro Brutpaar	1,38 (74)	0,82 (8.041)	0,50 (1.015)	0,93 (2.691)	0,97 (3.250)
% der Brutpopulation mit Zweitbrut	44% (132)	11,0-23,2% (281)	1,0% (4.179)	/	42% (292)
Flügge Junge pro erfolgreichem Paar in Zweitbruten	1,42 (30)	1,70 (90)	1,89 (27)	/	1,43 (26)
Flügge Junge pro Brutpaar in Zweitbruten	0,63 (16)	0,36 (233)	±0	/	0,40
Flügge Junge pro Brutpaar pro Jahr	2,01	1,18	0,50	0,93	1,37
% der Brutpaare mit flüggen Jungen	62,5% (35)	58% (6.144)	42,1% (15.106)	/	66,6% (27)
Flügge Junge pro Brutpaar berechnet an Hand der Rate erfolgreicher Brutpaare (pro Jahr)	1,65	0,96-1,08	0,64	/	1,65

Tabelle 8: Neuberechnung der Tabelle 5 aus Abt & Konter (2009) – mögliche jährliche Überlebensraten adulter Lappentaucher, berechnet ausgehend vom Bruterfolg (F) und dem Populationstrend (λ), so wie in dieser Studie berechnet, und verschiedenen Mortalitätsratios für Vögel im ersten Lebensjahr und anderen Adulten (k).

Art	Brutalter min. (f)	Flügge Junge pro Brutpaar (F)	Trend (λ)	Adulte Überlebensrate bei Ratio (k) für Vögel im ersten Jahr vs jährliche adulten Mortalität		
				k = 1,0	k = 1,5	k = 2,0
Haubentaucher	2	1,2	1,034	0,72	0,75	0,78
	2	0,96	1,034	0,76	0,78	0,80
Ohrentaucher	2	0,93	0,9998	0,74	0,77	0,79
	1,5	0,93	0,9998	0,72	0,75	0,77
	2	0,93	0,997	0,74	0,77	0,79
	1,5	0,93	0,997	0,72	0,75	0,77
Rothalstaucher	2	0,52	1,026	0,84	0,85	0,86
	2	0,68	1,026	0,81	0,82	0,83
	2	0,89	1,026	0,77	0,79	0,81
	1,5	0,52	1,026	0,83	0,84	0,86
	1,5	0,68	1,026	0,79	0,81	0,83
	1,5	0,89	1,026	0,74	0,77	0,79
Schwarzhalstaucher	1,5	1,37	1,002	0,65	0,69	0,73
	1,5	1,65	1,002	0,61	0,67	0,71
Zwergtaucher	1	2,0	1,0065	0,50	0,60	0,67
	1	1,65	1,0065	0,55	0,63	0,69

Anhang 1: Berechnung der Populationsentwicklung des Ohrentauchers zwischen 1950 und 1969

- Literaturangaben für Norwegen:

- 500 BP, 1960er
- 1.500 BP, 2000 (Fjeldså 2004).

Anwendung der Formel $r = \sqrt[3]{P_e/P_i} - 1$

zur Berechnung der jährlichen Wachstumsrate: $\sqrt[3]{1500/500} - 1 = 2,8$

In Tabelle A wird für das Jahr 1960 eine BP von 500 eingetragen, die durch den jährlichen Zuwachs von 2,8% im Jahr 1961 auf 514 BP ($500 \times 1,028$), im Jahr 1962 auf 528 ($514 \times 1,028$) usw. angestiegen ist.

- Literaturangaben für Schweden:

- 1.900-2.500 BP, 1969-72
- 1.150-1.250 BP, 1996 (Tjernberg & Svensson 2007)
- 900-1.200 BP (BirdLife Internatl 2004).

Für die Periode 1969 bis 1996 ergaben sich somit folgende Kombinationsmöglichkeiten: 1.900BP, 1969 und 1.150 BP, 1996 / 1.900BP, 1969 und 1.250 BP, 1996 / 2.500BP, 1969 und 1.150 BP, 1996 / 2.500BP, 1969 und 1.250 BP, 1996 / 1.900BP, 1972 und 1.150 BP, 1996 / 1.900BP, 1972 und 1.250 BP, 1996 / 2.500BP, 1972 und 1.150 BP, 1996 / 2.500BP, 1972 und 1.250 BP, 1996. Anhand der Formel ergaben sich aus den Kombinationen folgende Zuwachsraten: -1,8%, -1,5%, -2,8%, -2,5%, -2,1%, -1,7%, -3,2% und -2,8%, im Mittel also -2,3% ($SD \pm 0,6$). Geht man von 2.500 BP im Jahr 1969 aus, so errechnet sich anhand der Rate von -2,3% im Jahr eine Population von 1.334 BP im Jahr 1996. Dieser Wert ist zu hoch, d.h. die jährliche Abnahme muss im Schnitt größer gewesen sein. Streicht man die Rate von -1,5% aus der Liste, so ergibt sich ein neuer Mittelwert von -2,4%, der aber immer noch zu hoch ist. Erst das zusätzliche Streichen der Rate von -1,7% ergibt einen Schnitt von -2,6% ($\pm 0,5$), aus dem sich eine Population von 1.228 BP im Jahr 1996 errechnen lässt, die innerhalb der Literaturwerte liegt.

- Literaturangaben für Finnland:

- 3.000 BP, 1950er (Merikallio 1958)
- 2.000-4.000 BP, 1999-01 (BirdLife Internatl 2004).

Die Anfangspopulation entspricht hier etwa der Endpopulation, so dass ein Nullwachstum im Mittel angenommen wurde.

- Literaturangaben für Estland:

- 175 BP, 1950er (Onno 1960)
- 500 BP, 1970 (Cramp & Simmons 1977).

Die Anwendung der Formel $\sqrt[3]{175/500} - 1$ ergibt einen jährlichen Zuwachs von 5,4% über 20 Jahre.

Die Stichprobe für ein bestimmtes Jahr ergab sich aus der Summe der BP der Länder, für die eine Zahl berechnet wurde (z.B. 1959, Finnland und Estland, 8.236 BP). Der Zuwachs des Jahres ergab sich durch den Vergleich der Stichprobe mit der Summe der BP derselben Länder im darauf folgenden Jahr (1960: 3.296 BP, die neu dazugekommenen 500 BP von Norwegen wurden nicht berücksichtigt). So wurde für jedes Jahr der Zuwachs der Gesamtstichprobe gerechnet (% in Tabelle A). Anhand dieser Raten und der für das Jahr 2000 festgesetzten Gesamtbrutpopulation von 8.000 BP wurde die Gesamtpopulation für jedes Jahr rückberechnet. Durch den Vergleich der so ermittelten jährlichen Gesamtpopulation mit der entsprechenden Gesamtstichprobe ergab sich die relative Größe (%) der Gesamtstichprobe. In Tabelle 6 wurden für die Wachstumsraten und die Größe der Stichproben jeweils die arithmetischen Mittel pro Dekade angegeben.

Tabelle A: Berechnete Populationsentwicklung in den einzelnen Ländern, für die Daten vorlagen, und Gesamtpopulation des Ohrentauchers 1950-1969

Jahr	Norwegen		Schweden		Finnland		Estland		Gesamtstichprobe		Gesamtpopulation	Größe der Stichprobe (%)
	BP	Δ %	BP	Δ %	BP	Δ %	BP	Δ %	BP	Δ %		
1950					3.000	0,0	175	5,4	3.175	0,30	7.970	39.8
1951					3.000	0,0	184	5,4	3.184	0,31	7.994	39.8
1952					3.000	0,0	194	5,4	3.194	0,33	8.019	39.8
1953					3.000	0,0	205	5,4	3.205	0,35	8.045	39.8
1954					3.000	0,0	216	5,4	3.216	0,36	8.073	39.8
1955					3.000	0,0	228	5,4	3.228	0,38	8.102	39.8
1956					3.000	0,0	240	5,4	3.240	0,40	8.133	39.8
1957					3.000	0,0	253	5,4	3.253	0,42	8.166	39.8
1958					3.000	0,0	267	5,4	3.267	0,44	8.200	39.8
1959					3.000	0,0	281	5,4	3.281	0,46	8.236	39.8
1960	500	2,8			3.000	0,0	296	5,4	3.796	0,79	8.274	45.9
1961	514	2,8			3.000	0,0	312	5,4	3.826	0,82	8.339	45.9
1962	528	2,8			3.000	0,0	329	5,4	3.857	0,84	8.407	45.9
1963	543	2,8			3.000	0,0	347	5,4	3.890	0,87	8.478	45.9
1964	558	2,8			3.000	0,0	365	5,4	3.924	0,90	8.552	45.9
1965	574	2,8			3.000	0,0	385	5,4	3.959	0,93	8.629	45.9
1966	590	2,8			3.000	0,0	406	5,4	3.996	0,96	8.710	45.9
1967	607	2,8			3.000	0,0	428	5,4	4.035	0,99	8.794	45.9
1968	624	2,8			3.000	0,0	451	5,4	4.075	1,03	8.881	45.9
1969	641	2,8	2.500	-2,6	3.000	0,0	475	5,4	6.616	-0,32	7.970	74.72

Beobachtung einer bisher nicht beschriebenen Balzzeremonie des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis*

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Ein bisher nicht in der Literatur erwähntes Balzritual des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* wird beschrieben. Die Rufbalz eines Partners wird von einem zweiten mit Herantauen beantwortet. Es folgt dann eine Serie von Tauchgängen die jeweils mit einem raketenartigen Auftauchen in einer Art Pinguin-Pose direkt vor dem auf der Wasseroberfläche verweilenden Partner abgeschlossen wird. Dieses Raketentauchen wird mit dem Brust-Zusammenstoßen (Bumping ceremony) des Rollandtauchers *Rollandia rolland* und der Tauchzeremonie (Diving ceremony) der *Poliocephalus*-taucher verglichen, und die Einordnung der drei Rituale in Bezug auf die Entdeckungszeremonie von *Podiceps* wird besprochen.

Abstract: An observation of a so far not described water courtship display of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis*

A courtship ritual of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* so far not mentioned in literature is described. A kind of Advertising by one partner is answered by a second grebe with a diving approach. A series of dives follows that all end with a rocket-like emergence of the diving bird in a kind of Penguin posture directly in front on the mate waiting on the water surface. This Rocket diving is compared to the Bumping ceremony of the White-tufted Grebe *Rollandia rolland* and the Diving ceremony in *Poliocephalus* grebes. The relationship of all three ceremonies with respect to the Discovery ceremony of *Podiceps* is then discussed.

Résumé: Une observation d'une parade nuptiale du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* jusqu'ici non-mentionnée dans la littérature

Une nouvelle parade nuptiale du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* est décrite. A l'appel d'un partenaire, un second grèbe répond en plongeant et s'approche sous la surface de l'eau. Une série de plonges suit dont chacun se termine par le grèbe refaisant surface comme une fusée en attitude de pinguin juste devant le partenaire ayant attendu à la surface de l'eau. Cette cérémonie de Plonges-fusées est comparée à la cérémonie de Collision du Grèbe de Rolland *Rollandia rolland* et à la cérémonie des Plonges des grèbes *Poliocephalus*. La position des trois cérémonies par rapport à la cérémonie de Découverte dans *Podiceps* est discutée.

In der Vergangenheit waren Verhaltensforscher recht erfolgreich mit ihren Versuchen über die Auswertung des Verhaltens, insbesondere des sozialen Verhaltens von Vögeln, deren Abstammung und verwandtschaftlichen Verbindungen innerhalb einer Familie zu identifizieren. Bei den Lappentauchern Podicipedidae werden die Balzzeremonien als gute Indikatoren für ihren phylogenetischen Stammbaum angesehen (Fjeldså 1983). Allerdings setzt eine korrekte Interpretation ein vollständiges Wissen über bestehende Verhaltensweisen voraus, auch bei Arten, die ein eher verstecktes Dasein führen, wie etwa der eurasiatische Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*. In seiner Monographie von 1970 beschrieb Bandorf die Balz der Art ziemlich ausführlich und erstellte damit eine akzeptable Basis für die Bewertung der evolutionären Abstammung des Zwergtauchers. Seit dieser Zeit wurden allerdings kaum zusätzliche Balzbeobachtungen beschrieben, so dass Fjeldså (2004) zu folgendem Schluss kommt: unglücklicherweise wurden zu wenige komplette Paarbildungssequenzen dokumentiert, um die Funktion - und die Homologie

– der Rituale zu verstehen. Am 24 April 2010 wurde ich nun Zeuge eines Vorgangs, der bisher nicht in der Literatur beschrieben ist, und der angesichts seiner Komplexität nicht ohne Auswirkungen auf die phylogenetische Positionierung von *Tachybaptus* im Stammbaum der Lapentaucher sein könnte.

Ort und Zusammenhang der Beobachtung

Die Beobachtung erfolgte auf der Sauer, einem Fließgewässer in Luxemburg, etwas flussaufwärts vom Ort Bettendorf. Die Sauer fließt hier nur sehr langsam, und der Platz ist bekannt bei lokalen Ornithologen für seine dichte Zwergtaucherpopulation. Beim Absuchen der Ufervegetation mit dem Fernglas über eine Strecke von gut einem Kilometer stellte ich an diesem Tag 13 Territorien fest: 8 Paare mit Plattformen, 3 Paare ohne Plattform und zweimal ein einzelner Zwergtaucher.

Die Beobachtung

Die Beobachtung erfolgte am Nachmittag gegen 16.30 Uhr und bezieht sich auf zwei Zwergtaucher, die etwa 40 m voneinander entfernt waren. Einer der beiden hielt sich nahe der Ufervegetation auf. Er zog die Aufmerksamkeit durch einen fremden Laut auf sich, den ich bis dahin nie gehört, bzw. zumindest nie mit dem Zwergtaucher in Verbindung gebracht hatte. Der Ruf bestand aus einem monotonen, lang gezogenen, etwas klagenden oder sehnsüchtigen Ton, der gut auch aus größerer Distanz zu hören war. Der Taucher trieb ziemlich hoch auf der Wasseroberfläche, während er mit geöffnetem, leicht nach unten zeigendem Schnabel rief. Der Hals war ganz gestreckt und fast senkrecht, das kurze Halsgefieder könnte etwas aufgestellt gewesen sein. Das Körpergefieder war entspannt und die Flügel leicht angehoben, während der Ruf erklang. Dieser wurde etwa drei Mal wiederholt, bevor der Zwergtaucher eine Pause einlegte und dabei seine Ruhhaltung aufgab. Er trieb weiter auf dem Wasser, veränderte dabei seinen Standort kaum und beobachtete die Umgebung. Die Rufserie erfolgte drei Mal, bevor der Rufer allem Anschein nach eine positive Antwort bekam, die ich selbst nicht wahrnahm. Daraufhin zog er seinen Hals ein und neigte den Kopf nach vorne, in einer ersten Bewegung bis auf Schulterhöhe. Der Schnabel zeigte weiter leicht nach unten, der Rücken erschien etwas gewölbt. Nach wenigen Sekunden senkte der Zwergtaucher seinen Kopf weiter, und sein Schnabel berührte jetzt das Wasser. So erwartete der Rufer das Auftauchen seines Partners, der in einiger Distanz abgetaucht war. Dieser erschien nun direkt vor dem wartenden Vogel in einer Art Hunched posture, mit dem Kopf zwischen den Schultern. Daraufhin streckte der erste sofort seinen Hals senkrecht nach, beugte dabei aber den Kopf leicht nach unten, noch immer hoch auf der Wasseroberfläche und mit gewölbtem Rücken. In dieser Haltung warf er seinem Kopf zwei oder drei Mal nach hinten, bevor der Kopf aus der erhöhten Position nach unten schoss, der Körper sich um seine Querachse drehte und der Vogel Wasser spritzend nahezu senkrecht unter Wasser verschwand. Die Stoßbewegungen der Füße waren wohl für die Wasserspritzer verantwortlich. Bis dahin hatte der Partner seine Position und seine Haltung kaum verändert. Jetzt aber streckte er seinen Hals und senkte den Kopf zur Wasseroberfläche, um so, wie es schien, die Bewegung des tauchenden Zwergtauchers unter Wasser zu verfolgen. Letzterer war kaum unter der Wasseroberfläche verschwunden, als er auch schon seitlich vom wartenden Partner kurz auftauchte (leider konnte ich die dabei eingenommene Haltung nicht gut genug erkennen), wieder abtauchte und gleich darauf wie eine Rakete in einer Art Pinguin-Pose, fast senkrecht stehend mit erhobener Brust und leicht nach hinten gelegtem Hals vor dem unbeweglichen Partner hochschoss und dabei fast mit dessen Brust zusammenstieß. Noch immer in der Pinguin-Haltung drehte sich der Zwergtaucher leicht auf der Wasseroberfläche, tauchte wieder ab und schoss sofort senkrecht wieder hoch. Kaum war er zu voller Höhe aufgestiegen, als nun der Partner seinen Kopf hob, Wasser spritzend abtauchte und auch raketengleich hochkam. Danach behielt er die Pinguin-Pose bei, während auch der andere Zwergtaucher seine Brust hob und sich beide jetzt mit gestreckten Hälsen anschauten. Nahe zusammen drehten beide ihre Körper auf der Wasseroberfläche hin und her, bevor sie wieder in eine normale Schwimmstellung zurückfielen. Dann tauchte einer nach dem anderen ab. Dieses Mal legten sie eine kleine Strecke unter Wasser zurück und kamen in der Mitte des Flusses wieder an die Oberfläche. Sie schwammen kurz mit eingezogenen Köpfen parallel zueinander, und trennten sich schließlich, um auf Futtersuche zu gehen. Soweit ich erkennen konnte, besaß das Paar keine Nistplattform.

Diskussion

Der Ursprung des hier beschriebenen Raketentauchens des Zwergtauchers ist wohl im aggressiven Verhalten zu suchen. Ein ähnliches Balzritual wurde bisher noch für keine *Tachybaptus*-Art beschrieben, weder in Eurasien (Bandorf 1970, Bauer & Glutz 1987, Cramp & Simmons 1977), noch für den Neuhollandtaucher *T. novaehollandiae* (Marchant & Higgins 1990), noch für den Schwarzkopftaucher *T. dominicus* (Storer 1976, 1992). Obwohl für unsere Zwergtaucherart verschiedene Formen des Antauchens (zum Teil recht oberflächlich) beschrieben wurden, so scheinen doch alle mit einem Triller-Duett zu enden. Geht man über den Genus *Tachybaptus* hinaus, so gleicht die beobachtete Zeremonie in einigen Aspekten dem Brust-Zusammenstoßen (Bumping ceremony) des Rollandtauchers *Rollandia rolland* (Fjeldså 1985) oder der Tauchzeremonie (Diving ceremony) der *Poliocephalus*-taucher (Fjeldså 1983, Storer 1971), die beide ebenfalls Elemente des Angriffs- und Kampfverhaltens beinhalten (Fjeldså 1985, Storer 1971).

Vergleicht man diese Zeremonien, so bemerkt man, dass Raketentauchen wie bei Rollandtauchern (Fjeldså 1985) und Haarschopftauchern *P. poliocephalus* (Fjeldså 1983) durch eine Rufbalz eingeleitet wird. Storer (1971) erwähnt keine Rufe in Fall des Maoritauchers *P. rufopectus*. Das Annähern der Zwergtaucher erfolgte durch Tauchen wie bei der südamerikanischen Art, allerdings tauchen hier beide Partner und treffen sich unter Wasser (Fjeldså 1985); beim Zwergtaucher tauchte nur ein Vogel und die Partner trafen sich über Wasser. Vor den Tauchgängen selbst nehmen die sich anschauenden Rollandtaucher eine Haltung mit voll gestrecktem, geradem Hals und waagrechtem oder leicht nach unten zeigendem Schnabel an (Fjeldså 1985), die Maoritaucher sehen sich mit erhobenem Kopf und dünnen Hälsen an (Storer 1971) und die Haarschopftaucher schwimmen mit hohen Hälsen langsam auf einander zu. Bei den Zwergtauchern hatte jedoch nur ein Partner den Kopf hoch erhoben. Im Gegensatz zu *Rollandia rolland* und *Poliocephalus*-tauchern konnte bei *Tachybaptus ruficollis* kein Kopfschütteln festgestellt werden, und Schnabelstöße wurden auch nicht erkannt, weder vor noch zwischen den Tauchgängen. Das Abtauchen der Zwergtaucher, das aus einer hoch erhobenen Pose erfolgte, war wieder dem beim Brust-Zusammenstoßen der Rollandtaucher sehr ähnlich. Auch das Auftauchen erinnerte stark an diese südamerikanische Art, außer dass kein Brustkontakt vorkam. Der tauchende Rollandtaucher erscheint gelegentlich wie ein Korken auf der Wasseroberfläche und hat dabei seinen Hals in Z-Form auf den Rücken zurück gebogen (Schaukelstellung, Bouncy posture); der Vogel taucht dann ein zweites Mal und berührt dann beim Auftauchen die Brust des Partners (Fjeldså 1985). Auch beim Zwergtaucher wurde ein zwischenzeitliches Auftauchen, allerdings in einer unerkannten Haltung, beobachtet, und beim darauf folgenden Auftauchen verfehlte der Vogel die Brust des Partners knapp. Die Tauchgänge der *Poliocephalus*-Arten erscheinen dagegen gemäßigter, und die Partner prallen nicht zusammen (Fjeldså 1985). Der auf der Wasseroberfläche verbleibende Rollandtaucher senkt wie der Zwergtaucher seinen Kopf um seinen Partner unter Wasser zu beobachten (Fjeldså 1985). Der Maoritaucher senkt den Schnabel schon vor dem Tauchgang (Storer 1971). Wie bei den Zwergtauchern können die Tauchgänge bei den *Poliocephalus*-Arten wiederholt werden, auch alternierend (Storer 1971). Auch bei einem Paar Rollandtaucher am Fluss Laka Jahuira (Bolivien) beobachtete ich eine dreimalige Wiederholung der Tauchgänge, wobei jeder Partner mindestens einmal tauchte. Fjeldså (1985) betrachtete die Balzrituale der Rollandtaucher als einfach, kaum ritualisiert und gewöhnlich kaum zu unterscheiden von nicht ritualisiertem Verhalten, doch das Brust-Zusammenstoßen ordnete er als komplex ein. Storer (1971) war der Ansicht, dass die Tauchzeremonie der Maoritaucher das Gegenstück zur hoch entwickelten Entdeckungszeremonie der *Podiceps*-Arten ist. Im Fall des Raketentauchens können wir sowohl Übereinstimmungen mit dem Brust-Zusammenstoßen der Rollandtaucher als auch Ähnlichkeiten mit der Entdeckungszeremonie der *Podiceps*-Arten sehen. In allen dreien finden wir ein Antauchen und ein Auftauchen in einer Art Pinguin-Pose, bei der sich die Distanz zum Partner von *Rollandia* zu *Tachybaptus* zu *Podiceps* vergrößert. Die Tauchzeremonie der *Poliocephalus*-Arten scheint von diesem Schema abzuweichen. Dies wiederum entspricht nicht Fjeldså's (1985, 2004) phylogenetischem Stammbaum der Lappentaucher, denn dieser sieht eine Entwicklung von *Rollandia* über *Poliocephalus* zu *Podiceps* und nicht von *Rollandia* über *Tachybaptus* zu *Podiceps* vor. Die sich durch das neue Balzritual ergebende größere Ähnlichkeit in den Ethogrammen von *Rollandia* und *Tachybaptus* muss allerdings nicht aus einer gemeinsamen Abstammung entstehen, sondern

kann auch eine Folge von Konvergenz sein. Bis heute fehlt eine vollständige Molekularanalyse der Lappentaucherarten. Es ist nicht ausgeschlossen, dass eine genetische Darstellung die Verwandtschaften innerhalb der Familie der Lappentaucher neu ordnet. In diesem Zusammenhang könnte dann das Raketentauchen der Zwergtaucher von Bedeutung sein.

Literatur:

- Bandorf H. (1970): Der Zwergtaucher. Die Neue Brehm Bücherei – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Bauer K. M. & U. N. Glutz Von Blotzheim (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. AULA Verlag, Wiesbaden.
- Cramp S. & K.E.L. Simmons (1977): The Birds of the Western Palearctic I (Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa). Oxford University Press.
- Fjeldså J. (1983): Social Behaviour and Displays of the Hoary-Headed Grebe (*Poliocephallus poliocephallus*). Emu 83: 129-140.
- Fjeldså J. (1985): Displays of the two primitive grebes *Rollandia rolland* and *Rollandia microptera* and the origin of the complex courtship behaviour of the Podiceps species (Aves: Podicipedidae). Steenstrupia 11: 133-155 .
- Fjeldså J. (2004): The Grebes. Oxford University Press.
- Marchant S. & P.J. Higgins (co-ordinators) (1990): Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds, Vol 1. Oxford University Press.
- Storer R. W. (1971): The Behaviour of the New Zealand Dabchick. Notornis 18: 175-186.
- Storer R. W. (1976): The Behavior and Relationships of the Least Grebe. San Diego Society of Natural History 18: 113-126.
- Storer R. W. (1992): Least Grebe. The Birds of North America 24.

Leukismus im Flügel einer Rabenkrähe *Corvus corone corone*

André Konter, podiceps@pt.lu

Das Gefieder der Rabenkrähe *Corvus corone corone corone*, die in ihrer Nominatform Teile Westeuropas besiedelt, ist normal einheitlich schwarz gefärbt. Abweichungen von diesem Farbmuster scheinen nicht ganz selten zu sein. Neben Albinos sind alle Grade der Weißfleckigkeit von einzelnen, oft bilateral symmetrisch angeordneten weißen Federn oder Abzeichen bis zu Fällen von durch ungleichmäßige Pigmentverteilung hervorgerufener Bänderzeichnung bekannt (Bauer & Glutz 1987). Am 15. März 2009 fiel mir bei einem Spaziergang auf der Höhe von Reisdorf am „Stirebiere“ eine Rabenkrähe auf, die in ihrem Gefieder seitlich links einen gänzlich weißen Fleck aufwies. Als der Vogel aufflog, konnte ich feststellen, dass die äußeren zwei oder drei Armschwingen des Individuums ganz weiß waren, dies aber ausschließlich am linken Flügel. Andere Abnormitäten waren nicht zu erkennen. Dieser Fall wies also nicht die anscheinend meist vorkommende symmetrische Farbabweichung auf.

Literatur :

- BAUER K. M. & U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12. AULA Verlag, Wiesbaden.

Leucism in the wing of a Carrion Crow *Corvus corone corone*

The plumage of the Carrion Crow *Corvus corone corone* inhabiting in the nominate form parts of Western Europe is normally of a rather uniform glossy black. Deviations from this colour pattern appear to be not seldom. Besides albinos, all grades of white, from single feathers or patches often arranged in bilateral symmetric order to cases of white striping caused by irregular pigment distribution, are known (Bauer & Glutz 1987). On 15 March 2009, I walked on the height of Reisdorf, at "Stirebiere", when I noticed a Carrion Crow with a completely white marking on its left side. The bird flew up and I could see that the outer two or three secondary feathers were all white, this however only in the left wing. Other abnormal coloration was not noticed. Obviously this Carrion Crow did not show the most often recorded symmetry of the deviation.

Leucisme dans l'aile d'une Corneille noire *Corvus corone corone*

La Corneille noire *Corvus corone corone* qui habite dans sa forme nominale des parties de l'Europe de l'Ouest possède normalement un plumage d'un noir brillant uniforme. Des déviations de cette coloration ne sont pas rares. A côté de cas d'albinisme complet, tous les grades de blanc, de plumes ou tâches isolées le plus souvent arrangées bilatéralement en symétrie jusqu'à des rayures causées par une distribution irrégulière des pigments, ont été rapportés (Bauer & Glutz 1987). Quand je me promenais le 15 mars 2009 sur les hauteurs de Reisdorf au lieu-dit « Stirebiere », j'ai remarqué une Corneille noire présentant une tâche blanche sur son flanc gauche. L'oiseau s'envolait et j'ai pu constater que les deux ou trois plumes secondaires extérieures étaient complètement blanches, et ce uniquement du côté gauche. D'autres anomalies n'étaient pas visibles. Dans sa déviation de coloration, cette Corneille noire n'avait donc pas la symétrie qu'on rencontre dans la plupart des cas.

Auseinandersetzung zwischen drei Haubentauchern *Podiceps cristatus* und einem Blässhuhn *Fulica atra*

Jean Schock

Im Naturschutzgebiet Haff Réimech bei Remerschen, auf dem Weiher hinter dem Römerdenkmal, führte das dort ansässige Paar von Haubentauchern *Podiceps cristatus* am 26. Mai 2009 zwei etwa einen Monat alte Junge. Dieser Weiher ist durch einen Schlauch mit einem größeren Weiher verbunden, auf dem mehrere Haubentaucherpaare brüten. Gegen 15.30 Uhr drang ein Haubentaucher von dort auf den kleineren Weiher ein. Dies gefiel dem lokalen Paar nicht, und ein Partner drohte dem Eindringling, während der zweite mit den beiden Küken im Hintergrund blieb. Da der Eindringling nicht weichen wollte kam es auf der offenen Wasserfläche zum Kampf, Brust an Brust, Flügel schlagend und Füße tretend. Dabei versuchten die Gegner einander mit dem Schnabel am Hals zu packen. Das Geschehen verlagerte sich zusehends in Richtung Schilf, was einem sich dort aufhaltenden Blässhuhn *Fulica atra* mit seinen drei etwa 30 Tage alten Jungen nicht gefiel. Dessen Partner hielt sich zu diesem Zeitpunkt in einem anderen Teil des Gewässers auf. Zum einen fürchtete es um seinen Nachwuchs, zum anderen kamen die Streithähne seiner Plattform, die von der Familie während der Aufzucht immer wieder zum Ausruhen genutzt wird, gefährlich nahe. Das Blässhuhn sah sich genötigt in den Kampf einzugreifen, und stürzte sich mutig ins Kampfgetümmel (Foto 1). Es sah aus, als wäre die Ralle der Schiedsrichter, der die Gegner auseinander trieb. Der zweite Haubentaucher vom lokalen Weiher sah seinen Partner vom Blässhuhn bedroht und griff jetzt ebenfalls in das Geschehen ein. Er sprang die Ralle von hinten an. Da diese es nicht zum Kampf kommen lassen wollte, zog sie sich zurück. Der Rivale vom Nachbarweiher nutzte die Ablenkung und zog sich tauchend zurück. Auch das Blässhuhn zog sich angesichts der Übermacht ins Schilf zurück.

Fighting between three Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* and a Coot *Fulica atra*

At the Nature Reserve of Remerschen a Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* intruding to a small pond from a bigger neighbouring pond holding several pairs of the species got involved in a fight on the open water surface with one partner of the resident pair while the second continued to tend their two one-month-old chicks. The fighters came close to the reed where a Coot *Fulica atra* resided with its three 30-days-old chicks. The Coot fearing for its descendents intervened in the grebes' fight, jumping in between like a referee (Photo 1). Noticing its partner to be in trouble with the Coot, the tending grebe attacked the rail from behind. The rival grebe profited from the confusion to escape in diving and the rail draw back inside the reeds.

Bagarre entre trois Grèbes huppés *Podiceps cristatus* et une Foulque macroule *Fulica atra*

Dans la réserve naturelle de Remerschen un Grèbe huppé *Podiceps cristatus* se déplaçait d'un étang occupé par plusieurs couples de l'espèce vers un plan d'eau plus petit. Un partenaire du seul couple résident, qui y élevait ses deux jeunes âgés d'un mois, s'y opposait et s'engagea dans une farouche lutte avec l'intrus. Les bagarreurs s'approchaient de plus en plus des roseaux. Une Foulque macroule *Fulica atra* qui y gardait ses trois jeunes âgés de 30 jours et craignant pour eux, se voyait contraint d'intervenir et se jeta sur les rivaux comme un arbitre. Voyant son partenaire menacé, le deuxième grèbe résident attaqua la Foulque de derrière qui se sauvait dans les roseaux. L'intrus profitait de la confusion pour s'échapper en plongeant.



Foto 1 : Blässhuhn attackiert zwei kämpfende Haubentaucher (Coot attacks two fighting Great Crested Grebes – Foulque attaquant deux Grèbes huppés se bagarrant). Foto : J. Schock

Index der wissenschaftlichen Namen

A

Accipiter gentilis 62, 71, 95
Accipiter nisus 62
Acer sp. 59
Acrocephalus arundinaceus 72, 95
Acrocephalus paludicola 95
Acrocephalus schoenobaenus 70, 95
Acrocephalus scirpaceus 71, 95
Actitis hypoleucos 49
Aegithalos caudatus 62
Aegolius funereus 95
Aesculus hippocastanum 59
Alauda arvensis 71, 75, 95
Alcedo atthis 48, 71, 95
Alopochen aegyptiacus 46
Anas platyrhynchos 47, 77
Anas querquedula 70, 95
Anser fabalis 95
Anthus campestris 70
Anthus pratensis 70, 96
Anthus trivialis 71
Apus apus 62, 71, 78
Ardea cinerea 49, 71
Asio flammeus 96
Athene noctua 62, 70, 96
Aythya ferina 47, 96
Aythya fuligula 47, 71, 96
Aythya nyroca 96

B

Botaurus stellaris 96
Bubo bubo 50, 71, 75, 96
Buteo buteo 62

C

Caprimulgus europaeus 70, 96
Carduelis cannabina 62, 71, 96
Carduelis carduelis 62
Carduelis chloris 61
Carduelis spinus 62
Certhia brachydactyla 61
Charadrius dubius 71
Ciconia ciconia 96
Ciconia nigra 71, 75, 96
Cinclus cinclus 48
Circus aeruginosus 97
Circus cyaneus 97
Coccothraustes coccothraustes 61
Coloeus monedula 61
Columba palumbus 61
Corvus corax 70, 78, 97
Corvus corone 62
Corvus corone corone 140
Corvus frugilegus 62, 78
Coturnix coturnix 70, 97
Crex crex 70, 97
Cuculus canorus 62, 71
Cygnus olor 46

D

Delichon urbicum 71
Dendrocopos major 62
Dendrocopos medius 62, 97
Dryobates minor 61

Dryocopus martius 62, 97

E

Emberiza calandra 70
Emberiza cirulus 70
Emberiza citrinella 62, 71
Emberiza schoeniclus 71
Erithacus rubecula 61

F

Falco peregrinus 50, 71, 75, 97
Falco subbuteo 71
Ficedula hypoleuca 61
Fraxinus excelsior 59
Fringilla coelebs 61
Fringilla montifringilla 62
Fulica atra 48, 141

G

Galerida cristata 70
Gallinago gallinago 70, 98
Gallinula chloropus 47
Garrulus glandarius 61
Grus grus 98

H

Hippolais icterina 62, 70
Hirundo rustica 71, 78

I

Ixobrychus minutus 72, 98

J

Juglans nigra 59
Jynx torquilla 62, 71, 98

L

Lanius collurio 71, 98
Lanius excubitor 70, 98
Lanius minor 70
Lanius senator 70
Lullula arborea 70, 98
Luscinia megarhynchos 62
Luscinia svecica 70, 98

M

Mergus albellus 98
Mergus merganser 47
Milvus migrans 1, 14, 28, 71, 99
Milvus milvus 1, 13, 71, 75, 99
Motacilla alba 62
Motacilla flava 70, 99
Muscicapa striata 61

O

Oenanthe oenanthe 70
Oriolus oriolus 62, 71

P

Pandion haliaetus 99
Parus ater 61
Parus caeruleus 61
Parus cristatus 62, 99
Parus major 61
Parus montanus 71
Passer domesticus 61, 71
Passer montanus 71
Paus palustris 61

Perdix perdix 70, 99
Pernis apivorus 78, 99
Phasianus colchicus 62
Philomachus pugnax 99
Phoenicurus ochruros 61
Phoenicurus phoenicurus 61, 71, 100
Phylloscopus collybita 61
Phylloscopus sibilatrix 62, 71, 100
Phylloscopus trochilus 62
Pica pica 62
Picea sp. 59
Picus canus 62, 71, 100
Picus viridis 62, 100
Pinus strobus 59
Pluvialis apricaria 100
Podiceps cristatus 46, 72, 100, 113, 141
Podiceps grisegena 115
Podiceps nigricollis 116
Poliiocephalus poliocephalus 138
Poliiocephalus rufopectus 138
Porzana porzana 100
Prunella modularis 61
Pyrrhula pyrrhula 61

R

Rallus aquaticus 71, 101
Regulus ignicapilla 61
Regulus regulus 61
Remiz pendulinus 72, 101
Riparia riparia 49, 70, 101
Rollandia rolland 138

S

Saxicola rubetra 70, 75, 101
Scolopax rusticola 72, 101
Serinus serinus 61
Sitta europaea 61
Streptopelia decaocto 62
Streptopelia turtur 71
Strix aluco 61
Sturnus vulgaris 61
Sylvia atricapilla 61
Sylvia borin 61
Sylvia curruca 61

T

Tachybaptus dominicus 138
Tachybaptus novaehollandiae 138
Tachybaptus ruficollis 46, 71, 112, 136
Tetrao tetrix 70
Tetrastes bonasia 70, 101
Tilia sp. 59
Tringa glareola 101
Tringa totanus 101
Troglodytes troglodytes 61, 78
Turdus merula 61
Turdus philomelos 61
Turdus pilaris 64
Tyto alba 61, 71

U

Upupa epops 70

V

Vanellus vanellus 70, 102