

Der Raubwürger *Lanius excubitor* in Luxemburg – Stand 2012

Mikis Bastian, 5 route de Luxembourg L-1899 Kockelscheuer, e-mail: col@naturemwelt.lu
Gilles Biver, 35a, rue de Steinfort L-8381 Kleinbettingen
Patric Lorgé, 5 route de Luxembourg L-1899 Kockelscheuer

Zusammenfassung: Bei der landesweiten Erhebung der Raubwürgerreviere *Lanius excubitor* in Luxemburg im Jahr 2012 wurden 29 Reviere festgestellt. Deren geografische Verteilung ergab ein Vorkommen in Clustern. Im Vergleich mit den Vorjahren verblieben vor allem nur noch zwei größere regionale Cluster, davon einer im südlichen Kanton Echternach und Großraum Junglinster, der andere im Norden auf der Öslinger Hochebene. Die Art war bis in die späten 90er Jahre landesweit mit etwa 100 Revierpaaren verbreitet. Im Vergleich zur Erhebung von 2006, die noch 95 Reviere feststellte, kann man von einem regelrechten Einbruch der Population sprechen. Der durch die Intensivierung der Landwirtschaft ohnehin bereits gefährdete Bestand ist durch die zunehmenden Habitatverluste und -verschlechterungen immer weiter in Bedrängnis geraten was schlussendlich zu dem festgestellten Negativtrend führte. Sollte dieser nicht gebremst werden, wird die Art sich wahrscheinlich langfristig nicht in Luxemburg halten können.

Abstract: The Great Grey Shrike *Lanius excubitor* in Luxembourg – Situation in 2012

A countrywide survey of Great Grey Shrikes *Lanius excubitor* in Luxembourg in 2012 found 29 occupied territories. As suggested previously, their geographic distribution was in clusters, the first important cluster being in the south of the canton Echternach/greater region of Junglinster and the second in the north, on the plateau of the Ösling region. Until the late 1990s, the species was present throughout the country with approximately 100 breeding territories. In comparison to the survey of 2006 that still found 95 territories, the new figures display a dramatic decline. Already threatened by the intensification of agricultural practices, the species is experiencing further pressure due to habitat loss and deterioration. The currently observed negative trend is most likely a result for these factors. Unless the development can be halted or reversed, the outlook for the Great Grey Shrike in Luxembourg is rather bleak.

Résumé: La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* au Luxembourg – Situation en 2012

Le recensement national de la Pie-grièche grise *Lanius excubitor* au Luxembourg en 2012 détectait 29 territoires. La distribution géographique n'était pas homogène, mais tassée. Par comparaison aux années précédentes, surtout deux populations concentrées subsistaient, l'une au sud du canton d'Echternach/grande région de Junglinster, l'autre au nord sur le haut plateau de l'Ösling. Jusqu'à la fin des années 1990, l'espèce était présente partout dans le pays avec une population de ±100 couples. Par rapport au recensement de 2006 qui trouvait encore 95 territoires, les résultats de 2012 montrent une diminution dramatique. La population déjà menacée par l'intensification de l'agriculture est d'avantage sous pression suite à la destruction et la détérioration de son habitat ce qui est la cause de la tendance négative actuelle. L'avenir de la Pie-grièche ne semble pas prometteur à moins que la tendance actuelle soit renversée.

Der Raubwürger *Lanius excubitor* gilt als typische Indikatorart für eine extensive landwirtschaftliche Nutzung der Agrarflächen und eine komplexe, vielfältig strukturierte Offenlandschaft. Während die Nahrungssuche meist in offenen bis halboffenen Landschaften mit einzelnen Bäumen und Sträuchern sowie Hecken und Gebüschgruppen stattfindet, wird das Nest meist in kleineren Baumgruppen oder dichten Heckenbeständen gebaut (Berger et al. 2003, Hölker 2002, Kuczyński 2010).

Der Bestand des Raubwürgers in West- und Zentraleuropa ist während der letzten Jahrzehnte zurückgegangen (Antczak et al. 2004, Bechet 1995, Reuven 1994). Auch wenn diese rückläufigen Trends seit den späten 1990ern gebremst werden konnten, sind viele lokale Populationen weiterhin bedroht. Insgesamt wird der europäische Bestand als „dezimiert“ (depleted) geführt (Birdlife 2004). Zusätzlich zu weitläufigen Habitatverlusten als Folge der Zersiedlung der Landschaft durch Bebauung und Straßenbau zählt die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung und die damit verbundene Strukturverarmung zu den Hauptursachen für den Bestandsrückgang (Antczak 2004, Bayerisches Landesamt für Umwelt 2012, Hölker 2002). Der vermehrte Einsatz von Pestiziden (Insektizide und Rodentizide) schränken das Nahrungsangebot zusätzlich ein.

In Luxemburg konnten sich – insbesondere verglichen mit den Nachbarregionen - bis Mitte des letzten Jahrzehnts noch relativ gute Vorkommen dieser Art halten (Biver 2007). In der Großregion stand Luxemburg lange Zeit als Kerngebiet für das Vorkommen der Art.

Dementsprechend ist der Raubwürger im Nationalen Naturschutzplan als „prioritäre Art“ eingestuft, für die besondere Schutzziele und Maßnahmen im Aktionsplan „Raubwürger“ (Biver et al. 2009) festgelegt sind. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie und vor allem die Methodik sind Teil des nationalen Monitoring-Programms für den Raubwürger, das seit 1999 auf 6-Jahresbasis durchgeführt wird. Die Feldarbeit wurde von der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie der Centrale Ornithologique und dem Gemeindesyndikat Sicono-Westen, mit der Unterstützung des Musée National d’Histoire Naturelle, durchgeführt.

Methodik

Ausgangspunkt der landesweiten Zählaktion der Raubwürgerreviere 2012 war die Kontrolle von in den Vorjahren und bei der Kartierung im Jahr 2006 besetzten Revieren. Des Weiteren wurden alle Gebiete auf Raubwürgervorkommen untersucht, die durch ausreichende Flächengröße, Art der Landnutzung, Landschaftsstruktur, ausreichendes Brutplatz- und Wartenangebot, relative Störungsarmut und Abgeschiedenheit potenzielle Lebensräume darstellten.

Der Zeitraum der Bestandsaufnahme erstreckte sich von Mitte März bis Ende Mai (Tab. 1). Märzbeobachtungen deuten zwar auf Reviere hin; sie mussten allerdings im April oder Mai bestätigt werden, um für die Auswertung berücksichtigt zu werden (Südbeck & al. 2005).

Während mehrerer Begehungen wurden die ausgewählten Gebiete optisch und akustisch abgesehen. Dabei wurde auf Lautäußerungen und Verhaltensmerkmale geachtet: der Raubwürger benutzt gerne erhöhte Sitzwarten zur Nahrungssuche, aber auch, um Artgenossen das Revier anzuzeigen. In geeigneten Gebieten müssen Busch- und Baumspitzen, Heckenreihen, Leitungen und Umzäunungen kontrolliert werden.

Tab. 1: Begehungszeitraum der Raubwürgerkartierung 2012 in Anlehnung an Südbeck & al. (2005) (I. = erste Dekade, II. = zweite Dekade, III. = dritte Dekade, ■ = Haupterfassungszeitraum, ■ = erweiterter Erfassungszeitraum).

März			April			Mai			Juni		
I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.

Brutnachweise wurden bis Mitte Juni für die Auswertung berücksichtigt und mit ausgewertet. Jedoch sollte wegen der natürlichen Scheu und der Störungsempfindlichkeit des Raubwürgers auf die gezielte und intensive Nestersuche verzichtet werden, da diese zur Brutaufgabe führen kann.

Als Brutrevier wurden alle Gebiete mit folgenden Mindestanforderungen betrachtet:

- Einmalige Feststellung eines Paares in den Monaten April und Mai;
- Mehrmalige Feststellung eines Einzelvogels im Abstand von mindestens sieben Tagen, davon mindestens eine Beobachtung im April-Mai;
- Einmalige Feststellung eines Nest bauenden oder warnenden Paares im April-Mai;
- (Zufällige) Feststellung des Brutnachweises.

Die Methodik entsprach somit der, die schon bei der Kartierung im Jahr 2006 (Biver 2007) angewandt wurde.

Resultate der Kartierung von 2012

Nach oben genannter Methode wurden 2012 in Luxemburg 29 Raubwürgerreviere festgestellt (Abb. 1). Die Verteilung der Raubwürgervorkommen in Luxemburg ist nicht gleichmäßig, sondern in Clustern. Verglichen mit den Vorjahren fällt auf, dass nur noch zwei größere regionale Cluster in Luxemburg zu finden sind: im Osten Luxemburgs der südliche Kanton Echternach und der Großraum Junglinster, sowie im Norden die Öslinger Hochebene. In den 1999 und 2006 erfassten Clustern im südlichen Attertall, bei Mondorf-Burmerange, Schuttrange-Gostingen und Garnich-Schouweiler konnten 2012 keine Nachweise mehr erbracht werden (Abb. 2).

Eine Analyse der Raubwürger-Feststellungen erlaubt eine Unterteilung der besetzten Reviere in drei Kategorien (Tab. 2):

- 1.Bruthinweis: Feststellung des Paares, bestätigt durch weitere Beobachtungen des Paares oder eines Einzelvogels, inklusive Nestbau (davon mindestens eine Feststellung im April-Mai);
- 2.Brutzeitvorkommen des Paares: einmalige Feststellung des Paares im April-Mai;
- 3.Brutzeitvorkommen von Einzelvögeln: mehrmalige Feststellungen von Einzelvögeln (davon mindestens eine Feststellung im April-Mai).

Tab. 2: Unterteilung der besetzten Reviere nach Art des Nachweises

Kategorie 1	Kategorie 2	Kategorie 3	Total 1+2+3
Bruthinweise	Brutzeitvorkommen des Paares	Brutzeitvorkommen von Einzelvögeln	Raubwürgerreviere
21	3	5	29

Nach den strengen Kriterien (Kategorie 1) in Anlehnung an Südbeck & al. (2005) beläuft sich die Zahl der Reviere mit Bruthinweisen auf 21. Hinzu kommen 3 Reviere mit Brutzeitvorkommen des Paares (Kategorie 2) und 5 Reviere mit Brutzeitvorkommen von Einzelvögeln (Kategorie 3). Weitere 20 Feststellungen (einmalige Beobachtung eines Einzelvogels oder mehrmalige Beobachtungen bis Ende März oder nach Ende Mai) wurden für diese Auswertung der Bestands-schätzung nicht berücksichtigt. Bei ersteren könnte es sich um späte Winterreviere gehandelt haben, während letztere womöglich von nicht brütenden Altvögeln stammen, oder Adulte bei denen es zu einer frühzeitigen Brutaufgabe kam. Doppelzählungen durch Revierwechsel dürfte es angesichts der angewendeten Methodik kaum gegeben haben. Allerdings können, bedingt durch die Größe des Untersuchungsgebietes, Lücken in der Erfassung nicht ganz ausgeschlossen werden.

Trotz des wahrscheinlich sehr guten Nahrungsangebotes durch die insgesamt sehr hohen Populationsdichten von Nagern erschwerten die eher ungünstigen Wetterbedingungen die Brutbedingungen bzw. die Bestandsaufnahmen. Vor allem in den Monaten April und Juni regnete es oft und überdurchschnittlich viel (MeteoLux, 2012). Die Witterungsbedingungen könnten die Zahl der erfolgreichen Bruten stark vermindert haben, da die Gelege von Raubwürgern empfindlich gegen Nässe sind. Geht man davon aus, dass jedes gewertete Revier von einem Brutpaar besetzt war, und dass oben genannte Bedingungen die Erfassung erschwerten, so könnte der Bestand für Luxemburg geringfügig höher gewesen sein.

Diskussion

Die Bestandesentwicklung bis 2012

War der Raubwürger in den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts noch eine relativ häufige Art (Hulten & Wassenich 1960, Melchior & al. 1987), so ist er momentan nur noch in zwei in-selartigen Clustern im Osten und im Ösling häufiger anzutreffen. Trotz der weithin beschriebenen Verdünnung des Bestandes in den letzten 50 Jahren (Bechet & Moes 1999, Melchior & al. 1987), war der Raubwürger mit etwa 100 Revierpaaren bis in die späten 90er Jahre landesweit verbreitet. Die 95 ermittelten Reviere während der Erfassung 2006 bestätigten diesen Langzeitrend für Luxemburg und bescheinigten dem Großherzogtum aufgrund dieser hohen Populationsdichten eine außergewöhnliche Wichtigkeit für diese Art innerhalb der Großregion (Biver et al. 2007). Im starken Gegensatz dazu stehen die Resultate der Erfassung von 2012, wo nur noch 29 Reviere erfasst werden konnten, was einem Rückgang von 70% entspricht. Aus dem Westen und Süden des Landes, wo vor allem das Attertall, Mondorf-Burmerange, Schuttrange-Gostingen und Garnich-Schouweiler 2006 noch gute Vorkommen an Raubwürgern hatten (Biver et al. 2007), ist die Art 2012 während der Brutzeit nicht mehr angetroffen worden. Auch in den beiden verbleibenden Verbreitungszentren im Osten Luxemburgs und auf dem Öslinger Hochplateau ging die Zahl der besetzten Reviere zwischen 2006 und 2012 stark zurück. Die Ausdünnung des Bestandes und der Verlust einzelner Reviere kann in der Folgezeit zu weiteren Revieraufgaben und somit zu Bestandsrückgängen führen, da der optische Kontakt zu Nachbarrevieren eine durchaus wichtige Rolle beim Raubwürger spielen kann (Bundesamt für Naturschutz 2012). Dieser soziale Aspekt wird in der Diskussion über die Gefährdungsursachen meist kaum berücksichtigt. Ein Beispiel hierfür könnte das Verschwinden des Clusters bei Reckange/Mersch sein, das mit der Aufgabe einzelner Reviere nach langfristigen Störungen begann.

Die Gründe für diesen rezenten Populationseinbruch in Luxemburg sind wahrscheinlich auf eine Vielzahl von Faktoren zurückzuführen, deren Einfluss regional sehr unterschiedlich ausfallen könnte. Insgesamt muss aber davon ausgegangen werden, dass der Raubwürger-Bestand, der wahrscheinlich durch die Intensivierung der Landwirtschaft ohnehin bereits rückläufig war, durch die zunehmenden Habitatverluste und -verschlechterungen, immer weiter in Bedrängnis gerät. Insbesondere die Intensivierung der Grünlandnutzung – d.h. die Umwandlung von beweideten Flächen zu Sillageflächen, der Umbruch und Neuansaat von Dauergrünland, bzw. die Umwandlung von Grünland zu Maisäckern – sind hier als Ursachen für die immer schneller fortschreitende Degradierung von Raubwürgerhabitaten zu nennen. Der vermehrte Bau von Aus-siedlerhöfen, oftmals in kritischen Gebieten (d.h. bekannten Raubwürger-Revieren) im Westen und Osten Luxemburgs, sowie die schnell wachsenden Siedlungen und der Bau einer Biogasanlage inmitten eines Raubwürgerreviers bei Gonderange innerhalb der Gemeinde Junglinster (dem wohl wichtigsten Rückzugsgebiet des Raubwürgers) stehen als besonders problematisch hervor. Auf dem Öslinger Hochplateau hingegen ist es vermutlich eher die Kombination aus ausgeräumten Landschaften und der Installation neuer Windkraftanlagen und der damit verbundenen Infrastrukturen und regelmäßigen Störungen, die dem Raubwürger zusetzen. Außerdem wird die Qualität vieler potentiell geeigneter Bruthabitate durch die schnell wachsenden Siedlungsbereiche und die damit verbundenen Beeinträchtigungen durch Freizeitnutzung und andere Aktivitäten zusätzlich reduziert.

Trotz der augenscheinlichen starken Bestandseinbußen von über 69% zwischen 2006 und 2012 wird deutlich, dass die Vorkommen in Luxemburg immer noch zu den wichtigsten der gesamten Großregion zählen und somit eine sehr wichtige Rolle für den Erhalt dieser Art spielen. Insgesamt wird die Situation der europäischen Population als dezimiert und ungünstig eingestuft. In Mittel- und Westeuropa siedelt der Raubwürger heute relativ selten und oft nur noch in in-selartigen Einzelgruppen. In den meisten dieser Länder ist der Bestand vom Erlöschen bedroht. Im Saarland (mit einer Landesfläche von 2.569 km²) konnten zum Beispiel im Jahr 2012 ebenfalls starke Bestandsrückgänge (66-80%) verzeichnet werden und selbst für einige Reviere, die über Jahrzehnte durchgehend besetzt waren, konnten 2012 während der Brutzeit keine Vorkommen mehr nachgewiesen werden (Klein pers. Mitteilung). Derzeit wird der Bestand auf maximal fünf Paare geschätzt. In ganz Lothringen waren 2009 nur 23 Reviere bekannt (Lefranc & Paul 2011). Für Rheinland-Pfalz liegen derzeit noch keine gesicherten rezenten Daten vor. In der gesamten Wallonie konnten für 2012 schätzungsweise 75 Brutreviere nachgewiesen werden

(van den Est, pers. Mitteilung). Wie sich die Situation in weiteren Verlauf der Brutseason entwickelt ist nicht bekannt. Wenngleich diese Zahlen einen leichten Anstieg im Vergleich zur Brutseason 2011 darstellen (52 Reviere), so ist auch hier die Entwicklung insgesamt stark rückläufig (van den Est pers. Mitteilung): die Kartierungen für den „Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie“ im Jahr 2009 ergab noch etwa 90-110 Reviere, für den Zeitraum von 2001-2007 waren es schätzungsweise noch 270-330 Reviere (Jacob et al. 2010). Da sich der Großteil dieser belgischen Brutreviere in Kahlschlägen von Fichtenforsten befindet, wird der Bestand sich wahrscheinlich langfristig in Folge der Sukzession und dem zeitlich begrenzten Angebot dieses Lebensraumes nicht dauerhaft halten können (Centrale ornithologique Aves, mündliche Mitteilung).

Der potentielle, negative Impakt der widrigen Witterungsbedingungen im Frühling - sowohl auf den Bruterfolg, wie auch auf die Resultate der Erfassung selbst - sollte genauer in Betracht gezogen werden, da diese die grenzüberschreitenden Bestandseinbrüche zumindest teilweise erklären könnten. Andererseits herrschten 2012 durch das hohe Vorkommen an Kleinnagern ausgezeichnete Nahrungsgrundlagen für diese und andere fleischfressende Arten. So hatten die meisten Greifvogelarten, trotz des nasskalten Frühlings sehr gute Bruterfolge (Bastian & Kayser 2012, F. Schoos pers. Mitteilung).

Bei einigen der 20 Reviere, in denen nur eine einmalige Beobachtung eines Einzelvogels im Untersuchungszeitraum oder mehrmalige Beobachtungen vor Ende März oder nach Ende Mai vorliegen, könnte es sich in Wirklichkeit um ein besetztes Brutrevier gehandelt haben. Die Unübersichtlichkeit des Geländes und die schwierigen Witterungsbedingungen im Frühling 2012 könnten dazu beigetragen haben, dass einige Reviere nicht bestätigt werden konnten. Zieht man diese Möglichkeit in Betracht, so fällt das Resultat dieser Erhebung nicht ganz so katastrophal aus, ändert aber nichts Wesentliches am negativen Populationstrend. Auf jeden Fall sollte in den kommenden Jahren unbedingt eine Nachkontrolle in diesen Gebieten erfolgen. Selbst wenn diese Gebiete aktuell nicht mehr zur Brut genutzt werden, so deuten die Vorkommen von Raubwürgern auf potentiell interessante Habitate hin, die vielleicht mit geringem Aufwand oder entsprechendem Schutzstatus wieder zu dauerhaften Brutrevieren werden könnten und demnach für den Schutz der Art von Bedeutung sind.

Ausblick

Sollte der hier festgestellte Negativtrend nicht gebremst werden, wird die Art sich wahrscheinlich langfristig nicht in Luxemburg halten können, vor allem da mit den Nachbarregionen kein genetischer Austausch möglich ist. Fast alle Populationen in der Großregion sind stark reduziert und voneinander isoliert, was einen dauerhaften Erhalt stark erschweren wird, wenn nicht endlich konkrete Schutzmaßnahmen umgesetzt, bzw. eingehalten werden.

Bei der derzeitigen Entwicklung und mit dem anhaltenden Druck auf die letzten verbleibenden Raubwürgerhabitate im Norden und im Osten des Landes ist es wohl nur noch eine Frage der Zeit bis den Raubwürger in Luxemburg ein ähnliches Schicksal ereilt wie in der Schweiz. Auch hier galt der Raubwürger bis Mitte des letzten Jahrhunderts als weit verbreitete Art, erlitt aber durch die Intensivierung der Landwirtschaft, die Bevölkerungsexplosion (+38%) und das schnelle ökonomische Wachstum des Landes starke Bestandseinbrüche, von denen sich die Art nicht mehr erholen sollte. In der Schweiz kommt der Raubwürger seit 1986 als Brutvogel nicht mehr vor (Keller 2013, Reuven 1994).

In den beiden letzten und wichtigsten Rückzugsgebieten des Landes, dem Großraum Junglinster und dem Öslinger Hochplateau, sollten die verbliebenen Reviere unter besondere Beobachtung gestellt werden, um sich andeutende Verschlechterungen sofort zu erkennen und gegebenenfalls entgegenwirken zu können. Eine Verschlechterung des Ist-Zustandes sollte auf jeden Fall vermieden werden. Konkrete Schutzmaßnahmen, wie z. B. durch Implementierung des Artenschutzplans „Raubwürger“ (Biver et al. 2009) müssen endlich umgesetzt werden, bekannte und besetzte Reviere erhalten, und suboptimale Habitate aufgewertet werden. Zudem sollte eine Arbeitsgruppe „Raubwürger“ aus verschiedenen Akteuren wie Verantwortlichen von *Centrale Ornithologique*, Naturstiftungen, Biologischen Stationen und Naturparks, und Landwirtschaftsberatern zusammengestellt werden, zum Austausch der gewonnenen Erfahrungen und zur wissenschaftlichen Begleitung der Biotop verbessernden Maßnahmen in den betroffenen Revieren. Nicht zu vergessen ist, dass sich Maßnahmen zugunsten des Raubwürgers positiv auf die Bestände von anderen Halboffenlandarten auswirken können (Rothaupt 1991).

Danksagung

Folgenden Beobachtern, die neben den Autoren ander Bestandsaufnahme beteiligt waren, gilt unser Dank: Georges Bechet, Liliane Bourton, Sandra Cellina, Eugène Conrad, Guy Conrady, Tom Conzemius, Michel Delleré, Jean-Luc Deutsch, Claude Dording, Joseph Dunlop, Béatrice Eiselet, Paul Felten, Raymond Gloden, Jean-Marie Haas, Claude Heidt, Marc Jans, Pierre Jungers, Patrick Kahr, Marie Kayser, Josef Kiefer, Steve-Fern Klein, André Konter, Coby Meester, Emile Mentgen, Raoul Mettenhoven, Frantz Müller, Marc Moes, Norbert Paler, Pol Rassel, Claude Schiltz, Jim Schmitz, Eva Schaller, Jakob Smole, Marc Theis, Camille Thelen, Roland Thiry, Jean Weiss, Fritzli Wirth, Claude Wolff, Guy Zenner, Isabelle Zwick. Des weiteren danken wir dem Musée national d'histoire naturelle, Luxembourg, für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes, sowie der SICONA für die Durchführung der Bestandsaufnahme im Westen des Landes.

Literatur

- Antczak M., M. Hromada, J. Grzybek & P. Tryjanowski (2004): Breeding Biology of the Great Grey Shrike *Lanius excubitor* in W Poland. Acta Ornithologica 39: 9-14.
- Bastian M. & M. Kayser (2012): Ein erfolgreiches Jahr 2012 für die Schleiereule im Müllerthal. Regulus 2012/5: 20-21.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2012): Arteninformationen – *Lanius excubitor*. <http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/113198>
- Bechet G. & M. Moes (1999): Les Laniidés au Grand-Duché de Luxembourg. Aves 36: 127-136.
- Bechet G. (1995): Status and habitat structure of the Great Grey Shrikes in Luxembourg. Proceedings of the Western Foundioun of Vertebrate Zoology 6: 45-48.
- Berger G., H. Pfeffer, H. Kächele, S. Andreas & J. Hoffmann (2003): Nature protection in agricultural landscapes by setting aside unproductive areas and ecotones within arable fields ("Infield Nature Protection Spots"). Journal for Nature Conservation 11: 221-233.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge, UK.
- Biver G., P. Lorgé, F. Schoos, M. Grof & F. Sowa (2009): Artenschutzprogramm Raubwürger *Lanius excubitor* in Luxemburg. Ministère de l'Environnement, Luxembourg.
- Biver G., P. Lorgé & F. Schoos (2007): Der Raubwürger *Lanius excubitor* in Luxemburg – Stand 2006. Regulus WB 22: 42-51.
- Hölker M. (2002): Bestandsentwicklung und Bruthabitat des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) in der Medebacher Bucht 1990-2001. Charadrius 38: 169-179.
- Hulten, M. & V. Wassenich (1960/61): Die Vogelfauna Luxemburgs, Archs Inst. g.-d. Luxemb. Sect. Sci. nat. phys. math., NS 27&28
- Jacob J. P., C. Dehem, A. Burnel, J.-L. Dambiermont, M. Fasol, T. Kinet, D. van der Elst & J.-Y. Paquet (2010): Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007. Aves.
- Keller V. (2013): Vogelwarte Sempach – Vögel der Schweiz: Raubwürger *Lanius excubitor*. <http://www.vogelwarte.ch/raubwuerger.html>.
- Kuczyński L., M. Antczak, P. Czechowski, J. Grzybek, P. Zablocki & P. Tryjanowski (2010): A large scale survey of the Great Grey Shrike *Lanius excubitor* in Poland: breeding densities, habitat use and population trends. Ann. Zool. Fennici 47: 67-78.
- Lefranc N. & J.-P. Paul (2011): La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* en France: historique et statut récent en période de nidification. Ornithos 18: 261-276.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga.
- MétéoLux (2012): Portail météo Grand-Duché de Luxembourg. <http://www.meteolux.lu/climatologie>.
- Reuven Y. (1994): Evaluation of the Global Decline in the True Shrikes (Family Laniidae). The Auk 111: 228-233.
- Rothaupt G. (1991): Current Status and Habitat of the Great Grey Shrike in Germany. Proceedings of the Western Foundioun of Vertebrate Zoology 6: 122-127.
- Südbeck P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

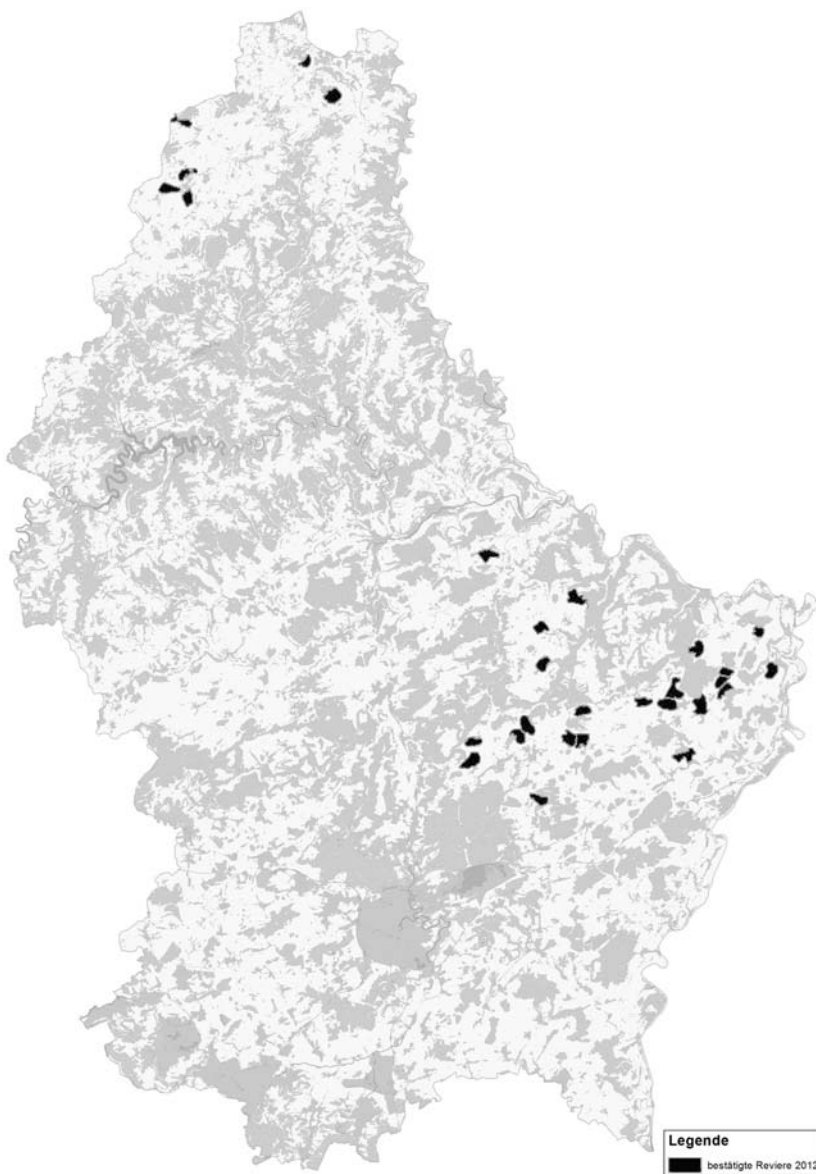


Abb. 1: Verteilung der Brutreviere des Raubwürgers, Kartierung 2012.
Territories of Great Grey Shrikes in 2012.

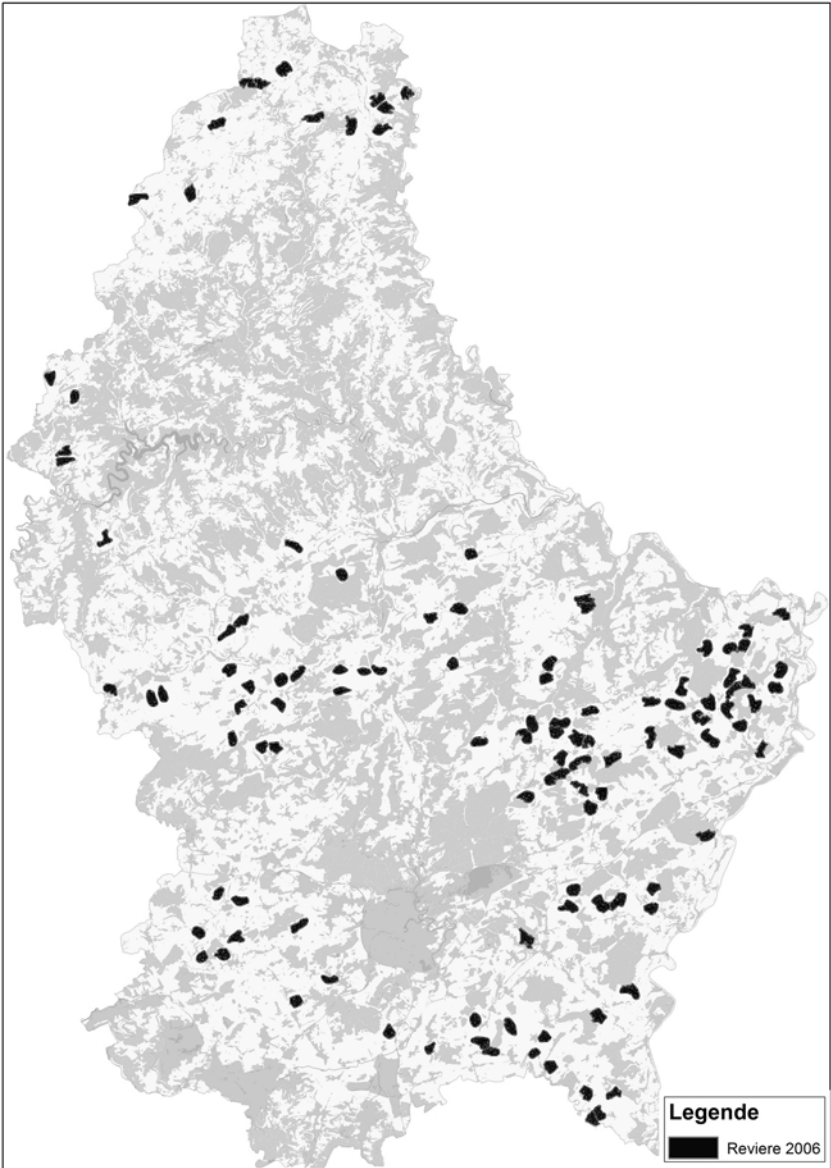


Abb. 2: Verteilung der Brutreviere des Raubwürgers in der Brutsaison 2006.
Territories of Great Grey Shrikes in 2006.

Die Brutverbreitung 2012 der Wasserralle (*Rallus aquaticus*) in Luxemburg

Mikis Bastian, 5 route de Luxembourg L-1899 Kockelscheuer , e-mail: col@naturemwelt.lu

Zusammenfassung: Eine Brutzeiterhebung des Bestands der Wasserralle *Rallus aquaticus* im Jahr 2012 ergab für Luxemburg insgesamt 17-22 Reviere, die sich wie schon bei der Erhebung von 1982/83 alle auf das Gutland verteilten. Im Vergleich zwischen beiden Erhebungen zeigte sich, dass die Gesamtpopulation der Wasserralle seit den 1980er Jahren wahrscheinlich nicht oder nur sehr geringfügig zurückging (0-20%), während im gleichen Zeitraum eine Vielzahl von Feuchtgebieten verloren gingen. In acht Gebieten, die 1982/83 noch besetzt waren, wurde die Art 2012 nicht mehr angetroffen. Dank des Populationsanstiegs in den renaturierten Feuchtgebieten (Uebersyren, Haff Réimech, Schifflinger Brill) konnte dieser Negativtrend aber wieder ausgeglichen werden, was die Wichtigkeit solcher Maßnahmen unterstreicht. Drei neue Gebiete waren dazu gekommen, von denen eines, Haff Réimech, ein Viertel des aktuellen Bestands beherbergte. Es gilt in der Zukunft dem bisher durch Habitatverlust bedingten Rückgang der Wasserrallenpopulation mit entsprechenden Maßnahmen entgegenzuwirken.

Abstract: The breeding distribution of the Water Rail *Rallus aquaticus* in Luxembourg in 2012

A survey of Water Rails *Rallus aquaticus* in Luxembourg in 2012 found a total of 17-22 territories, all located as in the survey of 1982/83 in the Gutland. Between both surveys, the total population of the species probably remained stable or declined only very slightly (0-20%), despite the fact numerous wetlands were lost over the same period of time. For eight of the sites that were still occupied in 1982/83, Water Rails were no longer detected in 2012. Thanks to a net increase in numbers of Water Rails at three of the restored sites (Uebersyren, Haff Réimech, Schifflinger Brill), the overall negative effects of the habitat loss and deterioration were cancelled out, underlining the importance of wetland restoration. The survey identified three new Water Rail sites which were previously unknown. In one of these, Haff Réimech, a quarter of the present population was censused. For the future, measures have to be implemented that improve habitat conditions.

Résumé: La distribution du Râle d'eau *Rallus aquaticus* pendant la période de nidification 2012 au Luxembourg

Un recensement de la population du Râle d'eau *Rallus aquaticus* au Luxembourg en 2012 détectait 17-22 territoires. Comme lors des recensements de 1982/83, ils se situaient tous au Gutland. Entre les deux recensements, la population totale de l'espèce semble être restée inchangée ou avoir diminué légèrement (0-20%), alors que de nombreux sites ont été détruits ou dégradés pendant la même période de temps. Dans huit sites encore occupés par des Râles d'eau en 1983, le recensement de 2012 ne pouvait plus confirmer la présence. Grâce à une augmentation de la population totale des trois sites rénaturalisés (Uebersyren, Haff Réimech, Schifflinger Brill) les effets négatifs de ces pertes d'habitats ont été compensés, ce qui souligne l'importance de ces mesures. Par contre, l'espèce était présente dans trois nouveaux sites, dont le Haff Réimech qui abrite actuellement 25% de la population nationale. Pour assurer l'avenir des Râles d'eau, il faut mettre en place des mesures qui mettent fin à la dégradation et à la perte d'habitats.

Einleitung

Die Wasserralle ist eine ausgesprochen versteckt lebende Art, die in vegetationsreichen Feuchtgebieten mit naturnahen Schilf-, Binsen-, oder Seggenbeständen vorkommt und gilt demnach als Habitatspezialist (Brambilla et al. 2012). Dabei werden bevorzugt sehr kleine Feuchtgebiete mit geringer Wassertiefe, aber ausreichender Deckung besiedelt (Jenkins & Ormerod 2002).

Obwohl die Wasserralle eine weit verbreitete und lokal häufige Art ist, haben die Bestände durch den Verlust von Lebensraum in Folge von Trockenlegungen, Verlandung und Verbauung vermutlich in vielen Regionen Europas abgenommen (Jenkins 1999, Jenrich 2009). Auch in Luxemburg, wo seit den 1960er Jahren über 80% der Schilfgebiete verschwunden sind (Ministère de l'Environnement 2006), dürfte die Bestandsentwicklung der Wasserralle ähnlich verlaufen sein. Wie alle anderen Länder der Europäischen Union hat auch Luxemburg sich dazu verpflichtet, im Zuge des "Artikel 12 Reportings" die aktuelle Bestandsentwicklung der Wasserralle zu erfassen und im Sechsjahres-Rythmus zu melden.

Wegen der äußerst zurückgezogenen Lebensweise ist es aber oft sehr schwierig, verlässliche Daten zur Populationsentwicklung der Wasserralle zu erhalten. Oft verrät sie sich nur durch ihre lauten, quietschenden Rufe, die vor allem während der Brutzeit zu hören sind. Hierbei dienen die Rufe insbesondere der Reviermarkierung, wobei die Vögel sich in der Abenddämmerung verstärkt zurufen (Bundesamt für Naturschutz 2013). In Luxemburg geht die letzte systematische Erfassung auf die Jahre 1982/83 zurück (Conzemius 1983, 1984). Die Felderfassung des Jahres 2012 knüpfte an diese Resultate an, mit dem Ziel die 1982/83 festgestellten Brutgebiete sowie alle anderen potenziellen Habitats der Wasserralle landesweit zu überprüfen.

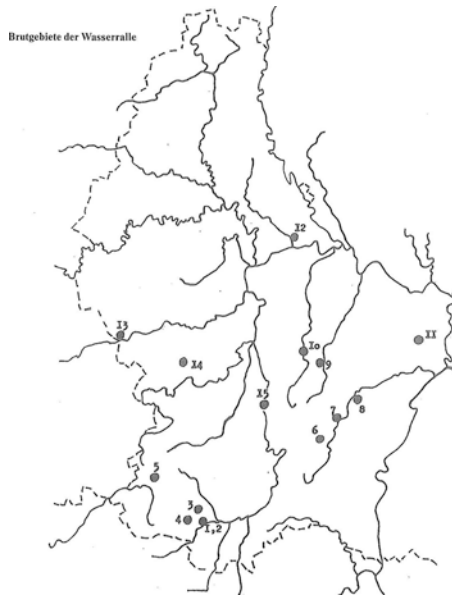


Abb. 1: Die Brutreviere der Wasserralle in Luxemburg in den Jahren 1982/83 nach Conzemius 1984 (Biotope: 1 = Schifflange "Grousse Brill", 2 = Esch/Alzette "Klengle Brill (Pudel)", 3 = Foetz "Laach", 4 = Esch/Alzette "Lankelzerwisen", 5 = Bascharage "Bouffertter Mouer", 6 = Neuhaeusgen, 7 = Munsbach, 8 = Roodt/Syre, 9 = Junglinster, 10 = Koedange "Brill", 11 = Herborn, 12 = Diekirch-Bastendorf, 13 = Colpach, 14 = Kapweiler, 15 = Hunsdorf "Alzing").

Methodik

Während mehrerer Begehungen von Anfang April bis Mitte Mai wurden alle potenziellen Bruthabitats der Wasserralle abgesucht. Als Grundlage dazu dienten die von Conzemius (1984) festgestellten Brutreviere (Abb. 1) sowie alle weiteren Feuchtgebiete, die durch ausreichendes Vegetations- und Nahrungsangebot potenzielle Lebensräume darstellen. Bei der zeitlichen Planung der Untersuchung diente der schematische Ablauf des Brutgeschehens wie in Abbildung 2 dargestellt als Grundlage. Jedes potenzielle Gebiet wurde mindestens zweimal besucht und mittels einer Klangattrappe kontrolliert (siehe Conzemius 1984). Weitere Begehungen waren fakultativ. Dabei wurden die Rufe einer balzenden Wasserralle abgespielt und die Zahl der antwortenden Wasserrallen erfasst. Nach Möglichkeit wurde dabei zwischen rufenden Einzeltieren und Paaren unterschieden. Einmaliges Antworten auf die Klangattrappe reichte als Nachweis, während mindestens zwei Negativnachweise nötig waren, um ein Gebiet als "verlassen" zu werten. Aufgrund des äußerst nasskalten Frühlings 2012 mit überdurchschnittlich viel Regen, wurde der Begehungszeitraum um einen Monat verlängert, da es auch bei den Wasserrallen vermutlich zu einer witterungsbedingten Verschiebung der Brutzeit kam und die Vögel von April bis Mai kaum auf die Klangattrappen reagierten.

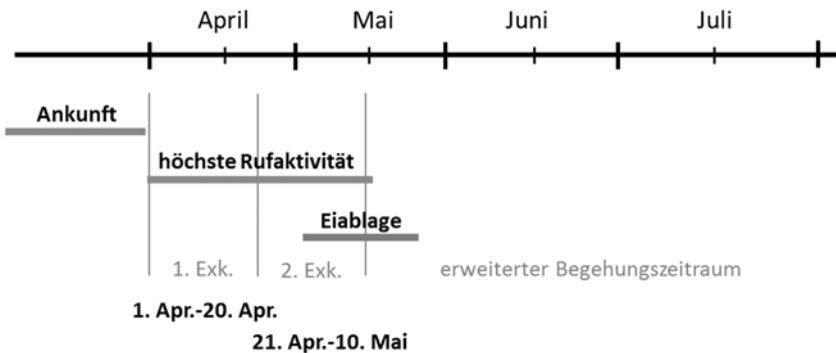


Abb. 2: Schematische Darstellung des normalen Brutablaufs bei der Wasserralle, sowie die beiden Zeitfenster für den offiziellen Begehungszeitraum vom 1. April bis zum 10. Mai. Da es im Jahr 2012 zu einer merklichen Verschiebung des Brutbeginns kam, wurde der Begehungszeitraum entsprechend angepasst.

Resultate

Insgesamt wurden während der nationalen Bestandsaufnahme 2012 zwischen 17-22 Brutpaare der Wasserralle in neun verschiedenen Gebieten erfasst (Abb. 2). Dabei wurde ersichtlich, dass sich alle Wasserrallenbrutreviere im Gutland befanden. Ein Großteil der 1982/83 erfassten Bruthabitats (Abb. 1) wurden während der Felderfassung im Jahr 2012 noch immer von der Wasserralle genutzt. Allerdings beschränkten sich diese auf das Alzettetal, den Süden und den Südosten Luxemburgs, während für die ehemaligen Brutgebiete im Osten (Junglinster, Koedinger Brill, Herborn) und Westen (Colpach, Kapweiler) Luxemburgs keine Nachweise erbracht werden konnten. Im Gegenzug konnten einige zusätzliche Gebiete erfasst werden, so zum Beispiel das Baggerweihergebiet in Remerschen und "Am Kessel" bei Weiler-la-Tour. Die Baggerweiher des "Haff Réimech" zählen aktuell zu den wichtigsten Brutgebieten der Wasserralle in Luxemburg, da hier mehrere Paare festgestellt werden konnten. Im Jahr 1983 gab es noch für keines dieser Gebiete Brutnachweise (Conzemius 1984). Für das Ösling gab es, wie auch schon 1982/83 keine Brutzeitnachweise der Wasserralle. Alle 1982/83 und die 2012 festgestellten Brutreviere sowie die Zahl der dort erfassten Wasserrallen sind in Tabelle 2 dargestellt.

Insgesamt konnten bei der Bestandsaufnahme 2012 folgende Gebiete als Brutreviere festgehalten werden:

„Am Brill“, Schifflange

Während der offiziellen Begehungsperiode konnten mindestens 2 Reviere mit Hilfe der Klangatruppen festgestellt werden. Rufende Exemplare konnten aber noch bis Ende August nachgewiesen werden.

Mondercange, „Am Bauch“

Am 13. April wurden im Naturreservat „Am Bauch“ am Fuß der ehemaligen Schlackenhalde bei Mondercange zwei rufende Individuen festgestellt. Weitere Nachweise zu einem späteren Zeitpunkt gelangen nicht.

„Lankelzerwisen“, Esch/Alzette

Wie auch schon 1983 konnte hier trotz mehrmaliger Kontrollen nur ein rufendes Exemplar am 14. Mai 2012 festgestellt werden.

„Boufferdanger Muer“, Bascharage

Am 14.05 antwortet ein Exemplar auf das Abspielen der Klangatruppe.

„Schlammwiss“, Uebersyren

Im Naturreservat Schlammwiss wurden neben mehreren rufenden Individuen auch mindestens sieben Wasserrallen im Jahr 2012 beringt, darunter auch drei Jungvögel, was auf die Wichtigkeit der „Schlammwiss“ als Habitat und als Brutgebiet hinweist.

Lintgen „Kinneksbrill“

Von Mitte April bis Ende Juni konnte in Lintgen „Kinneksbrill“ gleich von mehreren Kartierern ein Paar festgestellt werden, das auf die Klangatruppen reagierte. Obwohl dieses Gebiet erst relativ rezent entstanden ist (im Zuge des Baus der Nordstraße), ist eine Brut der Wasserralle mehr als wahrscheinlich.

Zusätzlich konnten 2012 in den folgenden Gebieten Brutzeitnachweise der Wasserralle erbracht werden:

„Kessel“, Weiler-la-Tour

Über einen Zeitraum von einem Monat (17.04 - 17.05.2012) konnten hier mindestens zwei Paare festgestellt werden, die im Duett auf das Abspielen der Klangatruppe reagierten.

„Haff Réimech“, Remerschen

Im Zeitraum vom 17.05 – 29.07.2012 wurden im Vogelschutzgebiet „Haff Réimech“ mehrere rufende Paare festgestellt. Obwohl zu keinem Zeitpunkt und von keinem der Kartierer mehr als zwei Reviere gleichzeitig festgestellt wurden, so ist es doch auf Grund der Größe des Gebietes und der Distanz zwischen den einzelnen Beobachtungen sehr wahrscheinlich, dass sich hier vier bis fünf Brutreviere befanden.

„Stréissel“, Bettembourg

Im Feuchtgebiet „A Stréissel“ konnte am 20.07.2012 ein rufendes Exemplar nachgewiesen werden, das auf eine Klangatruppe reagierte.

Mensdorf, „Brill“

In den Feuchtgebieten entlang der renaturierten Syre bei Mensdorf konnten 1-2 Reviere der Wasserralle nachgewiesen werden.

Vorkommen erloschen

In keinem der folgenden von Conzemius (1984) im Jahr 1983 festgestellten Brutreviere konnten 2012 Wasserrallen nachgewiesen werden: Foetz „Laach“, Neuhaeusgen, Roodt/Syre, Junglinter, Koedinger Brill, Herborn, Diekirch-Bastendorf, Colpach, Kapweiler. Bei einer Nachkontrolle des Koedinger Brills konnten auch im Jahr 2013 keine Nachweise für die Wasserralle erbracht werden.

Tabelle 2: Vergleich aller 1982/83 und 2012 erfassten Wasserrallenreviere in Luxemburg.

Brutrevier	Zahl der Brutpaare/Individuen	
	1983	2012
Schiffflange, "Am Brill"	mind. 4 Reviere	2-3 Reviere
Foetz, "Laach"	1 Revier	/
Mondercange, "Bauch"	/	mind. 2 Ex.
Esch/Alzette, "Lankelzerwisen"	1 Revier	1 Ex.
Bascharage, "Boufferdanger Muer"	1 Revier	1 Ex.
Neuhaeusgen	1 Revier	/
Uebersyren, "Schlammwiss"	mind. 2 Reviere	3-4 Reviere
Mensdorf, "Brill"	/	1-2 Reviere
Roodt/Syre	wahrscheinlich 1 Revier	/
Junglinster	wahrscheinlich 1 Revier	/
Koedinger Brill	4-5 Reviere	/
Herborn	wahrscheinlich 1 Revier	/
Diekirch-Bastendorf	wahrscheinlich 1 Revier	/
Colpach	wahrscheinlich 1 Revier	/
Kapweiler	wahrscheinlich 1 Revier	/
Hunsdorf, "Alzing"	1 Ex.	/
Lintgen „Kinneksbrill“	/	1 Revier
Weiler-la-Tour, "Kessel"	/	2 Reviere
Bettembourg, "Stréissel"	/	1 Ex.
Remerschen, "Haff Réimech"	/	4-5 Reviere
Total:	20-21 Reviere	17-22 Reviere

Diskussion

Der Verbreitungsschwerpunkt der Wasserralle in Luxemburg ist und bleibt das Gutland, insbesondere der Süden. Allerdings scheint das Vorkommen der Art, wie in den meisten anderen Ländern Europas auch, rückläufig zu sein. Die Zahl der Brutreviere ist seit der letzten systematischen Erfassung um bis zu 20% zurückgegangen. Wegen der versteckten Lebensweise der Wasserralle sind genauere Daten kaum möglich.

Die derzeit wichtigsten Brutareale befinden sich in Remerschen, Uebersyren und im Schifflinger Brill, da hier meist mehrere Paare brüten. Während die Qualität dieser Gebiete durch Renaturierungsarbeiten und Habitataufwertungen deutlich zugenommen hat - was sich in der gesteigerten Zahl der nachgewiesenen Brutpaare widerspiegelt - wurden im gleichen Zeitraum einige andere Gebiete aufgegeben oder gingen verloren.

Mit den Bruthabitaten in Neuhaeusgen, Roodt/Syre, Junglinster, Koedinger Brill, Herborn, Diekirch-Bastendorf, Colpach und Kapweiler waren 2012 mindestens acht bekannte Areale verwaist, während zur gleichen Zeit nur drei neue Gebiete besiedelt werden konnten (Weiler Kessel, Haff Réimech, Stréissel). Besonders tragisch war dabei der Verlust des Koedinger Brills, da hier im Jahr 1983 noch 4-5 Brutpaare nachgewiesen werden konnten und das Gebiet somit eines der wichtigsten Wasserrallenhabitate Luxemburgs darstellte (Conzemi 1984). Durch die Steigerung der Habitatqualität in einigen der verbleibenden Brutgebiete fiel der aus dem allgemeinen Lebensraumverlust resultierende Bestandsrückgang aber weniger dramatisch aus. Die Gründe für den hier festgestellten Rückgang sind in erster Linie auf den Verlust des Lebensraums zurückzuführen. Neben der direkten Zerstörung der Feuchtbiootope durch Bauprojekte und Trockenlegungen sind auch indirekte Ursachen wie die voranschreitende Verlandung als Hauptursachen zu nennen. Vor allem in kleineren Feuchtgebieten und Schilfbeständen schreitet die Verlandung besonders schnell voran und wird durch die Überdüngung des Umlandes weiter verstärkt (Jenrich 2009). Viele der kontrollierten Schilfbestände (Herborn, Berbourg/Bech, Junglinster) kamen aufgrund der vorangeschrittenen Austrocknung und teilweisen Verbuschung als Bruthabitate nicht mehr in Frage, da Wasserrallen "nasses Schilf" bevorzugen (Haas 1982, Jenkins & Ormerod 2002).

Der potenzielle, negative Impact der widrigen Witterungsbedingungen im Frühling - sowohl auf den Bruterfolg, wie auch auf die Resultate der Erfassung selbst - sollte genauer in Betracht gezogen werden, da während des offiziellen Begehungszeitraums die Wasserrallen kaum auf die Klangattrappen reagierten. Wegen des äußerst nasskalten Frühlings kam es in vielen Gebieten wahrscheinlich zu einer Brutverschiebung beziehungsweise -aufgabe. Während in den meisten Gebieten kaum Nachwuchs im Frühling gelangen, zeigten sich die Wasserrallen im Frühsommer (Ende Juni bis Anfang August) in fast allen Gebieten deutlich ruffreudiger. Durch die Verlängerung der Kartierperiode wurde diesen ungewöhnlichen Umständen zwar zum Teil Rechnung getragen, aber inwiefern diese anfängliche "Ruf-Faulheit" die Resultate der Bestandserfassung beeinträchtigt hat, bleibt zu klären. Demnach sollte zumindest in einigen der verwaisten Gebiete eine Nachkontrolle stattfinden, um den Einfluss der außergewöhnlichen Wetterlage besser einschätzen zu können.

Schlussfolgerung

Der Erfolg und die Wichtigkeit von Renaturierungsmaßnahmen werden durch die Resultate der Bestandserfassung nochmals unterstrichen, da in diesen optimierten Gebieten der Bestand der Wasserrallen - entgegen des allgemeinen Trends - nicht nur erhalten, sondern gesteigert werden konnte. Obwohl die Wasserralle als Habitatspezialist gilt, werden neu geschaffene Feuchtgebiete und selbst Sekundärhabitats wie Rückhaltebecken (Lintgen "Kinneksbrill"), Entwässerungsgräben und Industriebrachen (z.B. "Monnerecher Bauch") dankbar und meist relativ schnell angenommen, sofern ausreichend Vegetation und Deckung vorhanden sind. Dabei können selbst Kleinsthabitats mit weniger als zwei Hektar Gesamtfläche als Brutgebiete genutzt werden (Jenkins & Ormerod 2002).

Um den Erhalt dieser Art zu garantieren, sollten sich die Schutzbemühungen deshalb nicht auf die wenigen großen Gebiete (Schifflinger "Brill", "Schlammwiss" und "Haff Réimich") beschränken, sondern zu einem landesweiten Netzwerk aus größeren und kleineren Feuchtgebieten, bestehend aus bekannten Restbeständen, Sekundärhabitats, sowie punktuellen

Renaturierungen führen. Neben dem besseren Schutz und der Wiederaufwertung der bestehenden Schilfbestände und Feuchtgebiete sollte dabei auch auf eine naturnähere Gestaltung von Wasserrückhaltebecken, Überlaufkanälen oder sonstigen künstlichen Strukturen geachtet werden. Diese könnten sowohl als Brutgebiete als auch als wichtige Zwischenstationen ("stepping stones") zwischen den größeren Schutzgebieten dienen.

Danksagung

Folgenden Beobachtern gilt mein besonderer Dank: Gilles Biver, Sandra Cellina, Tom Conzemius, Joseph Dunlop, Béatrice Eiselt, Raymond Gloden, Marc Junio, Pierre Kalmes, Patrick Kahr, Marie Kayser, Steve-Fern Klein, André Konter, Patric Lorgé, Emile Mentgen, Raoul Mettenhoven, Guy Mirgain, Frantz Müller, Ed. Melchior, Norbert Paler, Raymond Peltzer, Jim Schmitz, Tom Schlüter, Marc Theis, Mike Ulmerich, Jean Weiss, Isabelle Zwick. Des weiteren danken wir der SICONA für die Durchführung der Bestandsaufnahme im Westen des Landes.

Literatur

- Brambilla M., F. Rizzolli & P. Pedrini (2012): The effects of habitat and spatial features of wetland fragments on the abundance of two rallid species with different degrees of habitat specialization. *Bird Study* 59: 279-285.
- Conzemius T. (1983): Kurzbeiträge - Zur Brutverbreitung der Wasserralle (*Rallus aquaticus*) in Luxemburg (Stand 1982). *Regulus* 83/1: 214.
- Conzemius T. (1984): Zur Brutverbreitung der Wasserralle (*Rallus aquaticus*) in Luxemburg. *Regulus* 84/1: 282-283.
- Haas C. (1982): Abhängigkeit des Vorkommens der Wasseralle *Rallus aquaticus* vom Wasserstand. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 21: 129-136.
- Jenkins R. K. B. (1999): The breeding biology of the Water Rail *Rallus aquaticus* in Britain and Ireland. *Bird Study* 46: 305-308.
- Jenkins R. K. B. & S. J. Ormerod (2002): Habitat preferences of breeding Water Rail *Rallus aquaticus*: Surveys using broadcast vocalizations during the breeding season found that Water Rails were significantly more abundant at sites that contained the most wet reed *Phragmites* sp. *Bird Study* 49: 2-10.
- Jenrich J. (2009): Bundesamt für Naturschutz - NaturSportInfo: Wasserralle. <http://www.bfn.de/natursport/info/SportinfoPHP/>.

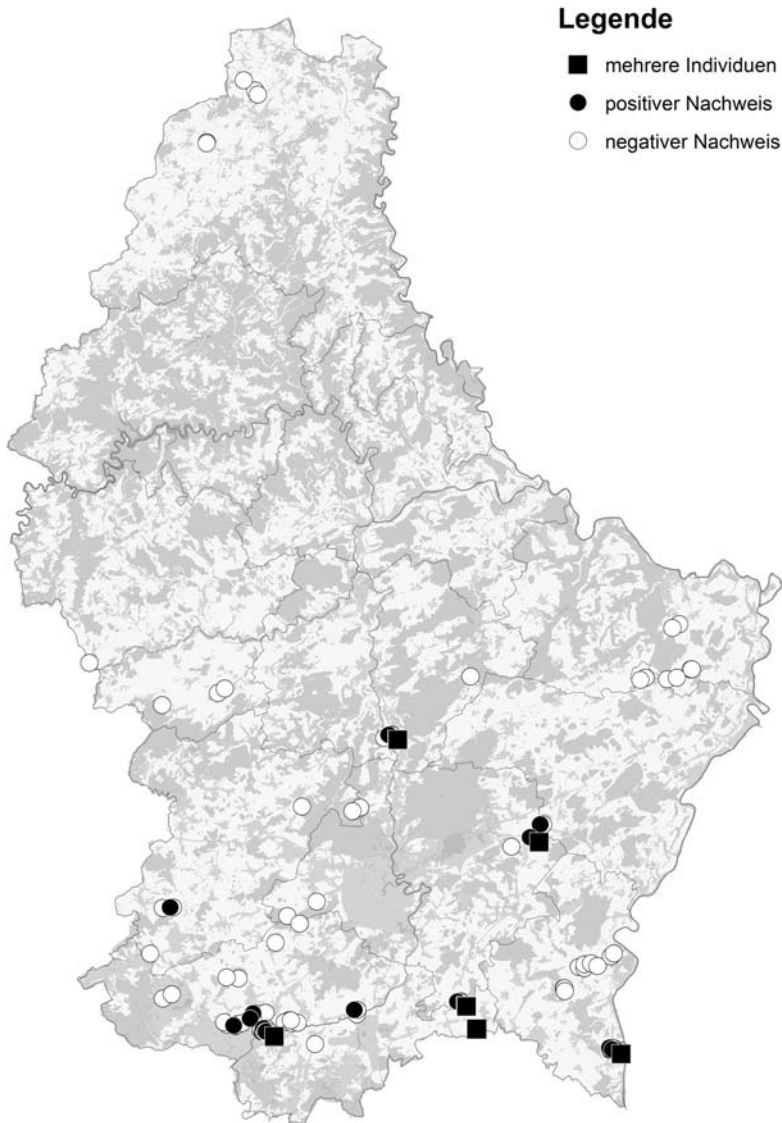


Abb. 2: Brutzeitnachweise der Wasserralle (Stand 2012)

Ein schwieriges Brutjahr 2012 für die Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* auf der Sauer

André Konter, podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Die Studie analysiert die Entwicklung der Brutpopulation und des Bruterfolgs der Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* in zwei Abschnitten der Sauer, an denen im Winter die Ufervegetation fast gänzlich entfernt wurde, sowie in einem Kontrollabschnitt, der von diesem Rückschnitt nicht betroffen war. Die Resultate werden zwischen den Abschnitten verglichen und die Anzahl der Brutpaare und der Bruterfolg an Hand der Ergebnisse früherer Jahre bewertet. Im Jahr 2012 wurde in allen Abschnitten ein Rückgang der Brutpopulation festgestellt, der aber im unbeschnittenen Abschnitt 1 niedriger ausfiel als in den vom Rückschnitt betroffenen Abschnitten 2 und 3. Trotz geringerer Populationsdichte kam es in den Abschnitten 2 und 3 zu den kürzesten Distanzen zwischen zwei Plattformen. Ursache hierfür waren die fehlenden Brutmöglichkeiten, so dass sich oft mehrere Paare um denselben Nistplatz stritten. Der Zustand der Ufervegetation erklärt zum Teil auch, weshalb im Mittel 54% der bei den einzelnen Erhebungen festgestellten Revierpaare in Abschnitt 1 eine Plattform besaßen, aber nur 16% in Abschnitt 2 und 36% in Abschnitt 3. Analysiert man die meteorologischen Daten der Brutsaison 2012, so fallen die überdurchschnittlich hohen Niederschlagsmengen während der Hauptbrutsaison der Zwergtaucher auf. Den dadurch bedingten regelmäßigen großen Pegelstandsschwankungen der Sauer fielen fast alle Zwergtauchernester vor dem Schlupf zum Opfer. Nur aus zwei frühen und zwei späten Gelegen schlüpften Küken. Generell überlebten gut befestigte Plattformen in Abschnitt 1 einen Pegelanstieg aber länger. Auch wenn der Bruterfolg der Zwergtaucher in allen Abschnitten miserabel ausfiel, so belegen die Resultate der Studie doch die Nachteile, die eine komplette Entfernung des Uferbewuchses für die Zwergtaucher mit sich bringt. Es wird empfohlen, in Zukunft den wahrscheinlich unumgänglichen Rückschnitt der Ufervegetation unter Berücksichtigung der Bedürfnisse der Zwergtaucher auszuführen.

Abstract: A difficult breeding season for Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* in cleared breeding habitat on the river Sauer

This study analyses the development of the breeding population and the breeding success of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* nesting in two sections of the river Sauer subject to extensive clearing of the shore vegetation during the preceding winter and in a control section that was not affected by the clearing. The results are compared between sections and numbers of breeding pairs and breeding success in comparison to previous seasons are assessed. In 2012, the breeding population was lower in all sections, but the decline was least important in section 1 that was not cleared. In spite of a lower population density in sections 2 and 3, the minimum distance between two nesting platforms there was shorter than in section 1. Due to very few adequate nesting possibilities in sections 2 and 3, often several pairs were fighting for the same space. The conditions of the shore vegetation also partially explained why on average 54% of the Little Grebes having a territory in section 1 had a platform while only 16% in section 2 and 36% in section 3 did so, too. Meteorological data for the main breeding season of the Little Grebe revealed that total precipitation was far above average. As a consequence, water levels of the Sauer fluctuated greatly, destroying about all nesting platforms of the birds prior to hatching. Only two early and two late nests produced chicks. Generally however, nests well anchored to the shore vegetation in section 1 survived longer to water raises than those in sections 2 and 3. The breeding success of 2012 turned out disastrous in all sections. Nevertheless, the study proved that a complete shore clearing has negative effects on the population numbers and the breeding success of Little Grebes. It is suggested that future clearing programs take into account the needs of Little Grebes.

Résumé: Une saison de reproduction difficile pour le Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* dans un habitat déboisé le long de la rivière Sûre

Cette étude analyse les développements et le succès de reproduction de la population nidificatrice du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* dans deux sections de la rivière Sûre étant l'objet d'un déboisement assez complet des berges lors de l'hiver précédent ainsi que dans une section de contrôle non déboisée. Les résultats des trois sections sont comparés entre elles ainsi qu'aux données des saisons précédentes. En 2012, la population nidificatrice était inférieure dans toutes les sections. Cependant, dans la section 1 non déboisée, la diminution était nettement moindre. Malgré une densité de population moins importante dans les sections 2 et 3, la distance minimale entre deux plateformes de nidification y était inférieure à celle enregistré dans la section 1. La raison en était que les sections 2 et 3 n'offraient que très peu d'endroits favorables à la construction d'un nid stable et souvent plusieurs couples se battaient pour un tel emplacement. L'état des berges explique également en bonne partie pourquoi en moyenne 54% des Grèbes castagneux occupant un territoire dans la section 1 possédaient une plateforme alors que tel était le cas seulement pour 16% des grèbes dans la section 2 et pour 36% des grèbes dans la section 3. Les données météorologiques pendant la période de nidification principale des grèbes montraient que la précipitation totale était largement supérieur à la moyenne pluriannuelle des années précédentes. En conséquence, les niveaux d'eau de la Sûre fluctuaient beaucoup, détruisant pratiquement tous les nids des grèbes avant l'éclosion des œufs. Seuls deux nids initiés très tôt et deux autres commencés très tard dans la saison produisaient des poussins. Généralement, les nids bien ancrés à la végétation de la section 1 résistaient cependant pendant plus longtemps aux aléas des crues que ceux des sections 2 et 3.

En 2012, le succès de nidification de la saison était désastreux pour les trois sections. Néanmoins, l'étude démontrent qu'un déboisement complet des berges a des conséquences négatives sur la population nidificatrice et le succès de reproduction du Grèbe castagneux. Il est préconisé que de futurs programmes de dégagement des berges tiennent compte des besoins des grèbes.

Als Brutvogel hat sich der Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* in Luxemburg vor allem an Fließgewässern etabliert, denn von den geschätzten 120 luxemburgischen Brutpaaren (Lorgé & Melchior 2010) dürften sich über die Hälfte an der Untersauer angesiedelt haben. Dem Flussabschnitt zwischen Bettendorf und Diekirch kommt dabei eine große Bedeutung zu: Brutpaarzahlen und Siedlungsdichte der Art sind dort besonders hoch (Konter 2011). Wie die anderen Lappentaucher Podicipedidae baut auch der Zwergtaucher sogenannte Schwimmster, welche er an der Ufervegetation verankert, gelegentlich auch an angeschwemmtem Geäst, das sich am Ufer verhakt hat. An der Sauer nutzt er hierfür überwiegend die niedrigen Äste von weidenartigen Sträuchern *Salix sp.*, die entlang des Ufers ins Wasser ragen.

Bei einer Winterzählung der Zwergtaucherpopulation an der Sauer zwischen Bettendorf und Diekirch im März 2012 fiel auf, dass die Behörden umfangreiche Rückschnittmaßnahmen an der Ufervegetation des Flusses begonnen hatten. Eine Begehung der Strecke am Ende des Monats zeigte, dass am linken Flussufer, auf der Gegenseite des Uferwegs, sämtliche Hecken und Sträucher zwischen Bleesbrück und Diekirch bis auf Boden-, respektive Wasserpegelhöhe abgesägt waren. Es war davon auszugehen, dass dieser umfangreiche Eingriff in das Bruthabitat der Zwergtaucher nicht ohne Einfluss auf die Anzahl der Brutpaare und deren Bruterfolg in der beginnenden Brutsaison bleiben würde. Auch konnte erwartet werden, dass die fehlenden Versteckmöglichkeiten eine erhöhte Störanfälligkeit der brütenden Zwergtaucher auf die Präsenz des Menschen an den Ufern der Sauer bewirken würde. Das war der Anlass, das Brutgeschehen der Saison 2012 in dem vom Rückschnitt betroffenen Abschnitt des Flusses genau zu verfolgen und die Resultate mit früheren Daten aus dem Gebiet zu vergleichen. Ebenfalls zu Vergleichszwecken wurden die Daten aus dem direkt unterhalb anschließenden Abschnitt der Sauer bis zur Brücke von Bettendorf erhoben. Es wurde prognostiziert, dass sowohl die Anzahl der Brutpaare als auch deren Bruterfolg in den beschnittenen Abschnitten von Diekirch bis Bleesbrück weit unter den Angaben vorangegangener Jahre zurückbleiben würden, und dass der nicht beschnittene Abschnitt Bleesbrück-Bettendorf im direkten Vergleich besser abschneiden würde. Auch wurde erwartet, dass Zwergtaucher, die im Bereich Diekirch-Bleesbrück siedelten, stärker auf die men-

schliche Präsenz entlang des Ufers reagieren würden als ihre Artgenossen direkt oberhalb von Bettendorf.

1. Gebiet und Methoden

a. Untersuchungsgebiet

Die Erhebungen der brutbiologischen Daten betrafen den Lauf der Sauer von 100 m unterhalb der Brücke in Bettendorf (LUREF 83,55/104,32) flussaufwärts bis zur ersten Fußgängerbrücke in Diekirch (LUREF 79,53/103,61) über eine Gesamtlänge von 4,0 km. Die Strecke wurde in drei Abschnitte wie folgt unterteilt:

- Abschnitt 1: Brücke Bettendorf bis Sauerinsel unterhalb von Bleebrück (1.625 m),
- Abschnitt 2: Sauerinsel unterhalb von Bleebrück bis Brücke Gilsdorf (1.340 m),
- Abschnitt 3: Brücke Gilsdorf bis erste Brücke Diekirch (1.035 m).

Die Erhebungen erfolgten vom Rad- und Fußgängerweg aus, der rechtsseitig am ganzen Untersuchungsgebiet vorbeiführt.

Der Rückschnitt der Ufervegetation erfolgte ausschließlich in den Abschnitten 2 und 3. Dabei wurden am linken Flussufer sämtliche Hecken und Strauchgehölze ganz abgesägt. Am rechten Ufer bestand in Abschnitt 3 nur ein spärlicher Bewuchs, der durch seine Lage direkt am Weg nicht zur Anlage von Nestern durch die Zwergtaucher genutzt wird. Die wenigen Hecken am rechten Ufer in Abschnitt 2, die sich auf eine Strecke von knapp 100 m konzentrierten, wurden nicht beschnitten.

Im Abschnitt 1 wurde dagegen die Ufervegetation nicht zurückgeschnitten. Auch hier liegt das Bruthabitat der Zwergtaucher fast ausschließlich am linken Ufer, das gut bewachsen ist, während auf der rechten Seite kaum geeigneter Bewuchs besteht, wodurch auch der Blick vom Weg auf das gegenüberliegende Ufer nur an wenigen Stellen beeinträchtigt wird.

b. Erhebungen der Revierpopulation und des Brutgeschehens

Im Untersuchungsgebiet wurde die Sauer mit Hilfe eines Zeiss 10x25 Fernglases jeweils auf ihrer ganzen Länge sehr genau nach Zwergtauchern und deren Plattformen und Nestern abgesehen. Dabei wurde der Fußweg entlang des rechten Ufers nicht verlassen. Zwischen dem 14. April und dem 10. Oktober fanden insgesamt 20 Begehungen statt. Ziel der ersten 17 Erhebungen war jeweils die Ermittlung der Anzahl der Revierpaare mit und ohne Nistplattform sowie ihres Bruterfolgs. Bei den drei letzten Begehungen im September und Oktober sollten nur noch Schlupf- und Bruterfolg der späten Bruten festgestellt werden.

Wurden zwei Zwergtaucher als Paar angetroffen, wurde dies als ein Revier gezählt. Wurde ein einzelner Zwergtaucher festgestellt, so wurde diese Feststellung nur als Revier gewertet, wenn in beiden Nachbarrevieren oberhalb und unterhalb beide Partner angetroffen wurden oder wenn die Anzahl und die Lage der Plattformen und Nester auf ein weiteres Revier hindeuteten. Zwei Einzelvögel, die weniger als 50 m voneinander entfernt waren, wurden als nur ein Revier gewertet, es sei denn, beide besaßen ein Nest. Als Revierzentren galten die jeweiligen Nistplätze, respektive bei Vögeln ohne Plattform der Platz der Feststellung. Die Revierzentren wurden pro Datum in eine Karte des Katasteramts eingetragen. Jede Nistplattform wurde mit genauer Angabe ihrer Lage notiert. Dadurch wurde es möglich, die Distanzen zwischen den Plattformen zu berechnen. Bei jedem festgestellten Gelege wurde versucht, Schlupf- und Bruterfolg festzustellen.

c. Anthropogene Störungen

Da der Erfolg der brütenden Zwergtaucher unter anderem auch durch anthropogene Störungen beeinträchtigt werden kann, wurde versucht zu ermitteln, inwieweit die fehlende Ufervegetation in den Abschnitten 2 und 3 eine größere Störanfälligkeit der dort nistenden Zwergtaucher bewirkte. Folgende Störungen wurden dabei berücksichtigt: vorbeifahrender Radfahrer, vorbeigehender Fußgänger, in etwa auf Höhe des Nests stehender Fußgänger, Angler am Ufer und vorbeifahrendes Kanu. Die Reaktionen der Zwergtaucher an oder auf den Nistplattformen wurden nach Störungsgrad aufsteigend wie folgt bewertet:

- 0: die Zwergtaucher zeigen keine erkennbare Reaktion;
- 1: die Zwergtaucher sind beunruhigt (nervöse Kopfbewegungen oder aufgeregtes Putzen, Vorbereitung zur Flucht), verbleiben aber an Ort und Stelle;
- 2: die Zwergtaucher reagieren mit Flucht und ziehen sich aus dem Bereich der Plattform zurück;
- 3: die Beeinträchtigung hält die geflüchteten Zwergtaucher mindestens 15 Minuten von ihrer Plattform fern.

Bei jeder Nistplattform wurde jede Art der Störung in den einzelnen Brutphasen jeweils nur einmal registriert. Folgende Brutphasen wurden unterschieden: bestehende Plattform direkt vor der Eiablage, Nest mit einem Ei, Nest mit zwei Eiern, Nest mit drei Eiern, Nest mit vier Eiern, Vollegege, Nest mit Schlupfvorgang.

Während der Legephase genügte es, den Inhalt eines Nests einmal festzustellen. Ausgehend von der dann ermittelten Eierzahl und von einem Legeabstand von zwei Tagen wurden dann die weiteren erhobenen Daten einer Gelegegröße zugeteilt.

Da auf die verschiedenen Störungskategorien in den einzelnen Phasen nicht unbedingt genügend Beobachtungen entfielen, konnten für eine statistische Bewertung einzelne Legestadien zusammengefasst werden. Weil es nur Daten von zwei Nestern mit Schlupfvorgang gab, wurde diese Kategorie statistisch nicht ausgewertet. Zum Vergleich mit Abschnitt 1 wurden die Feststellungen in den Abschnitten 2 und 3 zusammen bewertet.

Die erhobenen Daten in Abschnitt 1 und in den Abschnitten 2 und 3 wurden mit Hilfe eines Mann-Whitney *U*-Tests auf signifikante Unterschiede zwischen den Medianen der Datenreihen untersucht. Daneben wurden mögliche Unterschiede zwischen dem Störungsgrad der verschiedenen Störfaktoren in den einzelnen Brutphasen unabhängig von der Lage der Nester bewertet. Ein Kruskal-Wallis Test verglich die Reaktionen der Zwergtaucher auf diese Störfaktoren untereinander.

d. Pegelstände und meteorologische Daten

Bruterfolg der Zwergtaucher und vielleicht auch Populationsdichte können durch die vorherrschenden meteorologischen Bedingungen und die damit verbundenen Schwankungen des Wasserstands der Sauer während der Brutsaison mehr oder weniger stark beeinflusst werden. Der Hydrometrische Dienst der „Administration de la Gestion de l'Eau“ in Diekirch stellte mir lebenswürdigerweise die von ihm täglich erhobenen Daten der Pegelstände aus Diekirch zur Verfügung. Vom „Wiederfräsch“ Achim Wehnert wurden mir die Tagestemperaturen und täglichen Niederschlagsmengen aus Echternach, 20 km flussabwärts, mitgeteilt. Damit konnten die erhobenen Daten im Rahmen des meteorologischen Geschehens bewertet werden.

e. Brutpopulation und –erfolg vorangegangener Jahre

In der ornithologischen Literatur gibt es nur wenige Angaben hierzu. So dienten vor allem die eigenen sporadischen Erhebungen des Autors vergangener Jahre zur Erstellung einer Vergleichsgrundlage.

2. Resultate

a. Besiedlung des Untersuchungsgebietes und Bruterfolg in früheren Jahren

Ab dem Jahr 2000 fanden unregelmäßig eigene Erhebungen im Untersuchungsgebiet statt. Sie betrafen überwiegend Abschnitt 1, in dem tendenziell über die letzten zehn Jahre ein Anstieg der Revieranzahl festgestellt wurde. So wurden hier 13 Reviere im Jahr 2006, 15 Reviere im Jahr 2010 und sogar 17 Reviere im Sommer 2011 gezählt. Bei drei Erhebungen in den Jahren 2009-2011 wurden jeweils 6-7 Reviere in Abschnitt 2 und 6-8 Reviere in Abschnitt 3 gezählt. Für das gesamte Untersuchungsgebiet kann man von einer Brutpopulation von 27 bis 32 Zwergtaucherpaaren ausgehen. Diese Größenordnung wurde auch bei einer Erhebung entlang der ganzen Untersuchungsstrecke Ende März 2011 festgestellt, bei der 29-32 Reviere gezählt wurden (Konter 2011). Inwiefern es sich hierbei schon um Brutreviere oder noch um Winterreviere handelte, blieb aber offen. 16-17 Reviere lagen in Abschnitt 1, 6-8 in Abschnitt 2 und 7 in Abschnitt 3. Spätestens ab Mitte April hatten in fast allen Jahren die meisten Paare mit dem Plattformbau begonnen und einzelne Weibchen konnten schon Eier abgelegt haben. Gelegentlich kam es

schon Ende März zu Nestbau und Eiablage, so im Jahr 2011 (Konter 2011). Über den Bruterfolg der Zwergtaucher liegen nur lückenhafte Angaben vor. Die eigenen Aufzeichnungen lassen folgende Erkenntnisse zu:

- Abschnitt 1:
 - Im August 2003 führten alle neun kontrollierten Zwergtaucherpaare Küken unterschiedlichen Alters, zusammen waren es 26.
 - Im Jahr 2005 wurden 10 Paare am 4. Juni, 17. Juli und 23. Juli kontrolliert. Neun der zehn Paare hatten Schlupferfolg. Diese führten später insgesamt 20 Küken.
 - Am 17. Juni 2006 wurden nur sechs Paare kontrolliert, von denen vier noch brüteten. Die beiden anderen Zwergtaucherpaare führten drei und fünf pulli.
 - Bei einer späten Kontrolle am 14. September 2008 wurden sieben flügge Jungvögel und sieben Paare gezählt.
 - Im Jahr 2010 schlüpften bei mindestens neun von 11 Brutpaaren Küken. Von den 22 gezählten Nachkommen wurden mindestens 14 flügge.
 - Im Jahr 2011 wurden 17 Brutpaare gezählt, von denen mindestens 14 Schlupferfolg hatten. Bei den beiden Begehungen im Juli und August wurden zusätzlich 12 und 5 Gelege gefunden, die noch bebrütet wurden. Es ist möglich, dass einige Paare zwei Mal erfolgreich brüteten. Die 14 festgestellten Familien führten insgesamt 31 Küken unterschiedlichen Alters.
- Abschnitt 2:
 - Im Jahr 2008 hatten fünf erfolgreiche Brutpaare insgesamt sechs flügge Jungvögel.
 - Im September 2009 wurden noch drei Paare mit insgesamt sechs Küken (drei davon praktisch flügge) festgestellt.
 - Die Erhebungen im Juli und August 2011 registrierten insgesamt sieben Brutpaare. Bei fünf Paaren konnte ein Schlupferfolg festgestellt werden. Diese führten später zusammen 12 Küken.
- Abschnitt 3:
 - Im September 2008 wurden acht Familien mit insgesamt 12 Jungen angetroffen, acht davon praktisch flügge. Es ist davon auszugehen, dass damit alle im Gebiet angesiedelten Paare erfolgreich waren.
 - Im Jahr 2011 wurden acht Brutreviere festgestellt. Die acht Paare hatten mindestens neun Mal Schlupferfolg, d. h. mindestens ein Paar tätigte zwei erfolgreiche Gelege. Zusätzlich wurden vier Nester gezählt, so dass vielleicht fünf Paare zwei Mal Schlupferfolg hatten. Die erfolgreichen Paare führten insgesamt 24 Küken.

Aus diesem Zahlenmaterial ergeben sich die in Tabelle 1 angegebenen Referenzwerte, die als Minima anzusehen sind. Bei den Berechnungen wurden z. B. noch brütende Paare in der Gesamtpopulation mitgezählt, aber ohne Schlupferfolg gewertet, und Paare, die noch nicht flügge Junge führten, wurden mit einem Bruterfolg 0 gezählt. Diese Minimalwerte werden in der Folge zum Vergleich mit den Resultaten der Brutsaison 2012 dienen.

Tabelle 1: Brutpopulation, Familienstärke und Bruterfolg der Zwergtaucher im Untersuchungsgebiet in den Vorjahren (n = Anzahl Paare).

	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3	Gesamtgebiet
Brutpopulation	17	7	7	31
Paare mit Schlupferfolg	87% (47)	71% (7)	100% (16)	89% (70)
Familienstärke erfolgreicher Paare	2,49 (43)	2,25 (8)	2,25 (16)	2,40 (67)
Familienstärke aller Paare	2,11 (47)	1,71 (7)	2,25 (16)	2,10 (70)
Bruterfolg erfolgreicher Paare	1,31 (16)	1,12 (8)	1,33 (6)	1,27 (30)
Bruterfolg aller Paare	1,17 (18)	/	1,0 (8)	1,12 (26)

b. Erhebungen im Jahr 2012

Die pro Begehung in den einzelnen Abschnitten festgestellte Anzahl der Reviere wird in Tabelle 2 wiedergegeben. Die Revierpaaranzahlen unterlagen einigen Fluktuationen, aus denen sich weder ein Trend noch eine Regelmäßigkeit ablesen ließen, wie etwa ein saisonal bedingter Anstieg der Brutpaare gefolgt von einer graduellen Abwanderung nach getanem Brutgeschäft. Auch lassen sich die Schwankungen nicht durch Wanderungen zwischen den einzelnen Abschnitten erklären, da die Gesamtzahl der Reviere, $21,7 \pm 1,87$ im Mittel (69,9% des Referenzwerts), eher erratischen Bewegungen unterlag. In keinem Abschnitt wurde dabei der Referenzwert aus Tabelle 1 erreicht. In Abschnitt 1 wurden im Mittel $13,9 \pm 1,27$ Reviere gezählt (81,7% des Referenzwerts). In Abschnitt 2 waren es $3,1 \pm 1,17$ Reviere (44,4%) und in Abschnitt 3 $4,7 \pm 1,22$ Reviere (66,7%). Damit lagen die Werte in den beschnittenen Abschnitten 2 und 3 unter denen des Kontrollabschnitts 1.

Tabelle 2: Anzahl der Reviere pro Abschnitt im Jahr 2012.

Abs.	Datum	14.4.	17.5.	9.6.	16.6.	23.6.	20.7.	27.7.	18.8.	25.8.	Mittel
1	Reviere	15	14	14	15	11	15	13	14	14	$13,9 \pm 1,27$
2	Reviere	5	3	3	2	1	3	4	4	3	$3,1 \pm 1,17$
3	Reviere	4	4	6	6	6	3	3	5	5	$4,7 \pm 1,22$
Total	Reviere	24	21	23	23	18	21	20	23	22	$21,7 \pm 1,87$

Tabelle 3 gibt einem Überblick über die pro Erhebung erfassten Revierpaare mit Nistplattform und deren Anteil an der Population in jedem Abschnitt. Im Mittel betrug die Anzahl der Paare mit Plattform $7,5 \pm 3,75$ (54,0%) in Abschnitt 1, in Abschnitt 2 waren es $0,5 \pm 0,85$ Paare (16,1%) und in Abschnitt 3 $1,7 \pm 1,25$ Paare (36,4%).

Tabelle 3: Anzahl der Plattformen und Nester pro Abschnitt (Abs.) und Prozentsatz der Population mit Nistplattformen im Jahr 2012.

Abs.	Datum	14.4.	17.5.	24.5.	9.6.	16.6.	23.6.	20.7.	27.7.	18.8.	25.8.	Mittel
1	Anzahl	12	12	5	12	9	4	3	9	6	3	$7,5 \pm 3,75$
	% Paare	80,0	85,7	35,7	85,7	60,0	36,4	20,0	69,2	42,9	21,4	54,0%
2	Anzahl	2	1	0	0	0	0	0	2	0	0	$0,5 \pm 0,85$
	% Paare	40,0	33,3	0	0	0	0	0	50,0	0	0	16,1%
3	Anzahl	3	1	0	3	3	0	2	1	3	1	$1,7 \pm 1,25$
	% Paare	75,0	25,0	0	50,0	50,0	0	66,6	33,3	60,0	20,0	36,4%
Total	Anzahl	17	14	5	15	12	4	5	12	9	4	$9,7 \pm 4,95$
	% Paare	70,8	66,7	23,8	65,2	52,2	22,2	23,8	60,0	39,1	18,2	44,8%

Tabelle 4 gibt eine Übersicht über die Lage der Nistplattformen in den einzelnen Abschnitten. Mit zwei Ausnahmen lagen alle nicht offenen Plattformen in Abschnitt 1, in dem kein Winterschnitt des Uferbewuchses stattgefunden hatte. In Abschnitt 2 waren alle Plattformen am linken Flussufer frei sichtbar. Nur eine frühe Plattform am unbeschnittenen rechten Ufer lag etwas verdeckt. In Abschnitt 3 gab es neben den offen liegenden Plattformen eine späte halbverdeckte Plattform, die vom spärlichen Neuwuchs eines Weidenstrauchs profitierte. Offen liegende Plattformen in Abschnitt 1 profitierten fast alle von einem über den Uferand hinaus ragenden Ast- und später im Jahr auch Blätterdach der Hecken, in deren Schatten sie für das ungeübte Auge meist nur schwer auszumachen waren. Allgemein lagen die Plattformen in Abschnitt 1 versteckter.

Tabelle 4: Lage der Nester in den einzelnen Abschnitten (Anzahl/Prozentsatz pro Abschnitt).

Datum	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3	Total
Offen	34 45,3%	4 80,0%	16 94,1%	54 55,7%
Halb verdeckt	30 40,0%	1 20,0%	1 5,9%	32 33,0%
Verdeckt	11 14,7%	/	/	11 11,3%
Total	75	5	17	97

Erste Gelege wurden bei der Erhebung am 14. April gefunden. Einige Nester waren nicht einsehbar, somit konnten Vollgelege zu diesem Zeitpunkt nicht ganz ausgeschlossen werden. Der maximal festgestellte Nestinhalt betrug drei Eier. Schwimmnester existierten zu diesem Zeitpunkt an praktisch allen Stellen, die im weitesten Sinn für deren Anlage in Frage kamen. Zwergtaucher ohne Plattform fanden in ihren jeweiligen Revieren keine guten Nistmöglichkeiten. Dies blieb auch in der Folgezeit so, besonders in den Abschnitten 2 und 3. Der fehlende Uferbewuchs führte in Abschnitt 2 zum Bau von zwei Plattformen direkt am Ufer, auf einem kleinen niedrigen Vorsprung. In Abschnitt 3 wurden zwei Plattformen in durch Hochwasser angeschwemmtem und am Stamm einer Uferweide blockiertem Material angelegt. Diese Nester wurden beim ersten Ansteigen des Wasserniveaus von den Fluten mitgerissen.

c. Distanzen zwischen den Plattformen und Revierverhalten

Durch den fehlenden Uferbewuchs kam es in Abschnitt 3 zu sehr kurzen Distanzen zwischen einzelnen Plattformen. So wurden am 14. April zwei Plattformen in den Aststümpfen einer abgesehenen Hecke gefunden. Beide lagen nur 15 m voneinander entfernt. Durch den Nistplatzmangel bedingt, wollten zwei weitere Paare ebenfalls dort siedeln. Am 9. Juni gab es zwei neue Nester an gleicher Stelle, und ein drittes Paar besaß eine Plattform nur 15 m unterhalb direkt am Ufer. Am 18. August gab es wieder zwei neue Plattformen in den Aststümpfen, dieses Mal nur 10 m voneinander entfernt. Die enge Nachbarschaft und die fehlenden Nistmöglichkeiten bewirkten ständige Revierstreitigkeiten zwischen den Paaren. Es blieb dabei oft bei Drohgebärden und Verfolgung, vereinzelt wurden aber teils heftige Kämpfe ausgetragen. Diese führten wohl in der Woche vom 20. August zur Vertreibung eines von zwei Paaren, so dass am 25. August nur noch eine Plattform in den Überresten der Hecke besetzt war. Auch an isoliert liegenden Plattformen kam es zu Streitigkeiten und Kämpfen mit benachbarten Revierpaaren ohne Nistmöglichkeit. In Abschnitt 2 wurden keine Kämpfe und nur wenige Verfolgungen registriert. Allerdings gab es auf diesem Teilstück bei den meisten Begehungen keine Plattform. Ohne Nistmöglichkeiten war der Anreiz für weiterführende Streitigkeiten wohl zu gering.

Trotz der höheren Bevölkerungsdichte in Abschnitt 1 wurden hier keine Kämpfe, sondern nur gelegentliche Verfolgungen beobachtet. Die kleinste Distanz zwischen zwei Plattformen betrug hier ca. 40 m.

d. Störungsanfälligkeit der Zwergtaucher im Vergleich

Tabelle 5 fasst die Reaktionen der Zwergtaucher auf die untersuchten Störfaktoren in den verschiedenen Legephasen und Sauerabschnitten zusammen. Die Zwergtaucher an ihren Plattformen zeigten sich in keiner Brutphase von vorbei fahrenden Radfahrern gestört. Mit einer Ausnahme zeigt Tabelle 5 in allen Abschnitten und Phasen einen Störungsgrad null. Nur in Abschnitt 1 kam es in der frühen Phase zwei Mal zu Reaktionen, die einen mittleren Störungsgrad von 0,10 bewirkten. Diese waren aber weniger dem Radfahren an sich zuzuschreiben, als vielmehr den plötzlichen und lauten Zurufen der Radfahrer untereinander.

Auch auf die ruhig vorbeigehenden Spaziergänger reagierten die Zwergtaucher kaum. Besonders in den Abschnitten 2 und 3 schienen die Vögel in dieser Hinsicht nicht anfällig, vielleicht weil hier fast immer Fußgänger anzutreffen sind. In Abschnitt 1 ist dies etwas weniger der Fall. Einmal kam es hier zur Flucht, als der dem Weg den Rücken zukehrende Zwergtaucher offensichtlich vom herannahenden Spaziergänger überrascht wurde.

Spaziergänger, die auf Höhe eines Nests stehenblieben, bewirkten in den frühen Legephasen leicht stärkere Reaktionen seitens der Zwergtaucher, die sich aber dann tendenziell reduzierten. Bei Legebeginn war die Störanfälligkeit in Abschnitt 1 leicht höher als in den Abschnitten 2 und 3, in der nächsten Phase war es umgekehrt. Der erhöhte Wert in Abschnitt 1 in der ersten Phase wurde vor allem durch Fluchtverhalten der Paare mit offen liegenden Plattformen bewirkt: von 22 Paaren reagierten 10 mit Flucht auf stehenbleibende Fußgänger.

Der Vergleich der Reaktionen der Zwergtaucher in den einzelnen Legephasen auf Radfahrer und Spaziergänger in Abschnitt 1 mit denen in den Abschnitten 2 und 3 anhand des Mann-Whitney *U*-Tests zeigte, dass die Differenzen zwischen den Abschnitten aber nicht signifikant waren (in allen Fällen $p > 0.05$).

Bei Anglern gab es allgemein nur wenige Beobachtungen. Die Anzahl war zu gering für einen statistischen Vergleich zwischen den Abschnitten. Die erzielten Werte zeigen aber, dass die brütenden Vögel in jeder Phase mit Flucht auf die Angler am Ufer reagierten. Danach blieben sie teilweise länger von ihrem Gelege fern. Bei einem Angelwettbewerb im Untersuchungsgebiet Anfang September verließen beide noch brütenden Paare ihr Nest für längere Zeit. Während das betroffene Paar in Abschnitt 3 schließlich zurückkehrte und trotz der Angler am gegenseitigen Ufer weiter brütete, gaben die Zwergtaucher in Abschnitt 1 ihr Gelege ganz auf.

In jeder Brutphase reagierten die Zwergtaucher in allen Abschnitten mit Flucht auf herannahende Kanus. Da diese aber in der Regel schnell weiter paddelten, waren alle Störungen von kurzer Dauer, und die Zwergtaucher nahmen das Brutgeschäft schnell wieder auf. Da relativ wenige Kanus diesen Bereich der Sauer befahren, war die Anzahl der Beobachtungen für einen statistischen Vergleich zwischen den Abschnitten zu niedrig.

Tabelle 5: Mittelwert und Standardabweichung der Reaktionen der Zwergtaucher auf verschiedene Störfaktoren in den einzelnen Brutphasen (Anzahl der Beobachtungen).

Nestinhalt		0-1 Ei	2-3 Eier	4 Eier	Vollgelege
Radfahrer	Abschnitt 1	0,10±0,31 (20)	0 (15)	0 (3)	0 (6)
	Abschn. 2 & 3	0 (9)	0 (4)	0 (3)	0 (2)
Spaziergänger geht	Abschnitt 1	0,22±0,49 (32)	0,07±0,26 (15)	0 (3)	0 (7)
	Abschn. 2 & 3	0,11±0,33 (9)	0 (4)	0 (3)	0 (5)
Spaziergänger steht	Abschnitt 1	1,06±0,91 (35)	0,65±0,70 (17)	0 (3)	0,29±0,49 (7)
	Abschn. 2 & 3	0,56±0,73 (9)	0,80±1,10 (5)	0 (3)	0,20±0,45 (5)
Angler	Abschnitt 1	2,00±0,00 (2)	1,50±0,58 (4)	2,00±0,71 (2)	2,00±1,22 (5)
	Abschn. 2 & 3	/	2,00 (1)	2,00 (1)	2,00±1,00 (3)
Kanu	Abschnitt 1	2,00±0,00 (10)	2,00±0,00 (4)	/	/
	Abschn. 2 & 3	2,00±0,00 (2)	2,00±0,00 (2)	2,00±0,00 (2)	2,00±0,00 (2)

Unabhängig vom Störfaktor kann man schlussfolgern, dass die Störanfälligkeit der Zwergtaucher sich nach Abschnitten nicht wesentlich unterschied. Signifikante Unterschiede gab es hingegen nach Störfaktoren. Die Kruskal-Wallis Tests ergaben jeweils $p < 0,01$ in den einzelnen Brutphasen. Gehende Spaziergänger bewirkten dabei kaum Reaktionen, stehende Fußgänger konnten stören, Kanus und Angler riefen heftige Reaktionen seitens der Zwergtaucher hervor (Tabelle 6).

Tabelle 6: Mittelwerte des Störungsgrads und Anzahl der Beobachtungen (n) von gehenden Spaziergängern (M1), stehenden Spaziergängern (M2), Anglern am Ufer (M3) und vorbeifahrenden Kanus (M4) und p-Werte des Kruskal-Wallis Tests.

Brutphase	M1	M2	M3	M4	p-Wert Kruskal-Wallis Test
Keine Eier	0,09 (33)	0,89 (36)	2,00 (5)	2,00 (10)	<0,0001
1-2 Eier	0,23 (22)	0,88 (22)	2,00 (5)	2,00 (6)	<0,0001
3-4 Eier	0,09 (11)	0,33 (12)	1,83 (6)	2,00 (6)	=0,0003
Vollgelege	0,00 (12)	0,23 (13)	2,00 (8)	2,00 (5)	=0,0001

e. Der Brutverlauf 2012 im Zusammenhang mit den meteorologischen Bedingungen

Auf einen kalten und trockenen Februar folgte ein ebenfalls trockener März, so dass sich die Pegelstände der Sauer nach dem Winterhochwasser wieder normalisierten. Trotz angenehmer Tagestemperaturen gab es gegen Ende des ersten Quartals verbreitet Nachtfrost und Minimaltemperaturen von durchschnittlich nur 1,7°C. Diese verhinderten wohl einen so frühen Brutbeginn der Zwergtaucher wie im Vorjahr (Ende März). Im April wurde das Wetter unbeständig und es kam zu teilweise heftigen Regenschauern. Ab dem 23. April zeigten die Pegelstände der Sauer dann auch größere Schwankungen. In Abb. 1 ist der Pegelstand Null so gewählt, dass der Wasserstand einem normalen Sommerpegel (130 cm), und damit guten Bedingungen für den Nestbau der Zwergtaucher entspricht. Je weiter sich der Pegelstand nach oben verschiebt, umso schwieriger wird es für die Vögel ihre Nester zu schützen oder gar neue Plattformen anzulegen, da der steigende Wasserstand und die zunehmende Strömungsgeschwindigkeit die Bedrohungen zusehends erhöhen. Ab dem 23. April ließen große Regenmengen den mittleren Pegelstand der Sauer an drei aufeinander folgenden Tagen um 14 cm, 11 cm und schließlich 73 cm, also insgesamt um einen knappen Meter ansteigen. Diesem Pegelanstieg fielen alle am 14. April registrierten Plattformen und Nester zum Opfer. In zwei frühen Nestern hatte der Schlupfvorgang aber schon eingesetzt, und so konnten drei Küken in Abschnitt 1 und ein Küken in Abschnitt 2 vor den Fluten gerettet werden.

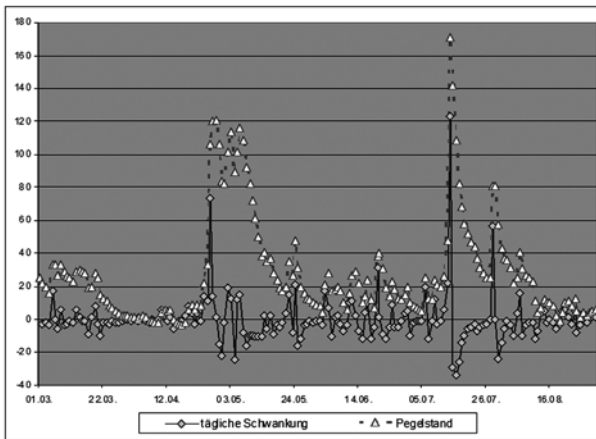


Abb. 1: Tägliche Pegelstandsschwankungen und Pegelstand der Sauer in cm in Diekirch vom 1. März bis zum 31. August 2012 (der Nullpunkt der Grafik entspricht einem realen Wert von 130 cm).

Die zweite Aprilhälfte, aber auch die weiteren Sommermonate bis Mitte August waren extrem niederschlagsreich. Im Raum Echternach lag die Gesamtniederschlagsmenge im April mit 83,8 l/m² um 63% über dem langfristigen Mittel. Rund 77 % oder 64,4 l/m² entfielen dabei auf die zweite Monatshälfte. Im Mai waren es 73,1 l/m² (22 % über dem langfristigen Mittel), im Juni 112,9 l/m² (+ 64 %), im Juli 90,4 l/m² (+ 43 %). Erst im August, gegen Ende der Brutsaison, setzte eine Wetterberuhigung ein und der Niederschlag reduzierte sich auf 27,0 l/m², von denen 18,6 l/m² in der ersten Woche fielen.

Der Regen, der oft geballt an einem oder zwei Tagen niederging (so etwa 22,4 l/m² am 2. Mai, 12,7 l/m² am 21. Mai, 24,5 l/m² am 3. Juni, 21,2 l/m² am 20. Juni, 17,5 l/m² am 14. Juli, 26,8 l/m² am 27. Juli oder 12,4 l/m² am 5. August), bewirkten, dass es bis Mitte August keine Zeitspanne von drei Wochen gab, in denen sich der Pegelstand der Sauer nicht kräftig nach oben verschob (Abb. 1). 21 Tage aber benötigen die Zwergtaucher schon alleine dafür, um ein einziges Ei auszubrüten (Bandorf 1970, Bauer & Glutz 1987, Hallfarth 1998). So fielen denn auch in den Sommermonaten alle Plattformen und Gelege der Zwergtaucher dem Wasser zum Opfer. Da es generell keinen Schlupferfolg zu dieser Zeit gab, konnte nur geprüft werden, ob gut verankerte Plattformen in Abschnitt 1 einen Pegelanstieg länger überlebten als diejenigen in den Abschnitten 2 und 3.

Die Überprüfung der Daten führte zu folgenden Feststellungen:

- Keine der 16 am 14. April festgestellten Nistplattformen überlebte den Pegelanstieg um 73 cm am 26. April;
- Von 14 Plattformen, die am 17. Mai registriert wurden, fielen am 22. Mai die beiden Plattformen außerhalb von Abschnitt 1 sowie drei weitere aus diesem Abschnitt einem Pegelanstieg von 15 cm zum Opfer. Drei Plattformen in Abschnitt 1 überlebten einen Pegelanstieg von insgesamt 31 cm, wenn auch teilweise in schlechtem Zustand;
- Von 12 Plattformen am 9. Juni in Abschnitt 1 hielten sieben einem Pegelanstieg von 19 cm in vier Tagen stand. Dies war auch der Fall bei zwei von drei Plattformen in Abschnitt 3. Einen weiteren Pegelanstieg auf insgesamt 30 cm in den darauffolgenden Tagen überlebten aber nur noch zwei Plattformen in Abschnitt 1;
- Im Juli trotzte nur eine Plattform in Abschnitt 1 einem Anstieg von 29 cm.

Erst nach der ersten Augustwoche wurden die Brutbedingungen für die Zwergtaucher besser. Wie aber Tabelle 3 zeigt, gab es ab diesem Zeitpunkt eher wenig Brutversuche. Von insgesamt 11 Plattformen (7 in Abschnitt 1, 4 in Abschnitt 3), wurden vier in Abschnitt 1 ohne ersichtlichen Grund aufgegeben und in drei weiteren kam es nie zur Eiablage (davon 2 in Abschnitt 3). Drei Gelege wurden in Abschnitt 1 begonnen, eines in Abschnitt 3. Ein Gelege in einem schlecht verankerten Nest auf einem angeschwemmten Baumstamm in Abschnitt 1 wurde wohl Opfer eines sich auf fünf Tage verteilenden Anstiegs der Sauer um 14 cm; am 25. August war die Plattform vom Stamm ins Wasser gerutscht. Die Besitzer eines weiteren Nests im selben Abschnitt wurden durch einen Angelwettbewerb am 2. September so gestört, dass das Paar die Brut aufgab. Bei den zwei verbliebenen Nestern kam es im September zum Schlupf (zwei Küken in Abschnitt 1, vier Küken in Abschnitt 3). Allerdings wurde nur ein Küken aus Abschnitt 3 flügge. Die kräftigen Regenschauer am 26. (17,3 l/m²) und 27. September (12,2 l/m²) und die damit verbundenen Strömungs- und Pegelsteigerungen (+36 cm) der Sauer könnten am Verlust der anderen fünf Küken zumindest mitschuldig sein.

Insgesamt ist festzuhalten, dass es in der Hauptbrutzeit der Zwergtaucher, von Mitte Mai bis Mitte August, keine einzige erfolgreiche Brut im ganzen Untersuchungsgebiet gab. Plattformen im nicht beschnittenen Abschnitt 1 überlebten aber höhere Pegelschwankungen als die in den Abschnitten 2 und 3. In Abschnitt 1 trotzten drei Plattformen einem Wasseranstieg von 31 cm, zwei weitere einem Anstieg von 30 cm und eine einem Anstieg von 29 cm. In den Abschnitten 2 und 3 gab es lediglich zwei Fälle, die eine Pegelsteigerung von 19 cm überlebten. Dies war auch der Fall bei sieben Plattformen in Abschnitt 1.

f. Bruterfolg

Im ganzen Untersuchungsgebiet gab es nur vier Nester mit Schlupferfolg. Davon lagen zwei Nester in Abschnitt 1 und je eines in den Abschnitten 2 und 3. Zwei Nester produzierten sehr frühe Küken, schon im April. Von diesen lag eines in Abschnitt 1 und das zweite in Abschnitt 2, und zwar in einer unbeschnittenen Hecke am rechten Flussufer. Der starke Pegelanstieg der Sauer ab dem 24. April könnte beide Nester in der Schlupfphase getroffen und noch ungeschlüpfte Eier zerstört haben. Später führte das Paar in Abschnitt 1 drei Küken, das in Abschnitt 2 ein Küken. Alle vier Nachkommen wurden flügge.

In den beiden anderen erfolgreichen Nestern, in Abschnitt 1 und in Abschnitt 3 gelegen, schlüpften die Küken sehr spät im Jahr, erst im September. Die Anzahl der geschlüpfen pulli betrug zwei in Abschnitt 1 und vier in Abschnitt 3. Im diesem letzten Nest betrug der Abstand von der Ablage des ersten Eis bis zum Schlupf des ersten Kükens am 9. September genau 22 Tage. Am 14. September waren alle vier Küken geschlüpft. Bei einer Kontrolle am 10. Oktober wurde nur noch bei der Familie in Diekirch ein Küken festgestellt, das auch flügge wurde, während in Bettendorf keine Küken mehr gefunden wurden.

Mit einer Ausnahme fielen alle weiteren Bruten den meteorologischen Bedingungen zum Opfer. Das Paar eines weiteren späten Geleges in Abschnitt 1, bei dem mit dem Schlupf der Küken um den 10. September gerechnet wurde, wurde kurz davor durch einen Angelwettbewerb am 2. September derart gestört, dass das Paar sein Gelege für die Dauer der Veranstaltung verließ. Ein Nesträuber könnte von der langen Abwesenheit des Brutpaars profitiert haben. Jedenfalls wurde das Nest am 5. September leer vorgefunden. Das Paar war noch im Revier, führte aber keine Küken.

Tabelle 7: Schlupferfolg, Familienstärke und Bruterfolg im Untersuchungsgebiet im Jahr 2012 (Anzahl der Zwergtaucherpaare).

Berechnungsbasis		Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3	Gesamtgebiet
Paare mit Schlupferfolg	Maximum Reviere	13,3% (15)	20,0% (5)	16,7% (6)	15,4% (26)
	Mittel Reviere	14,4 % (13,9)	32,3% (3,1)	21,3% (4,7)	18,4% (21,7)
Schlupferfolg pro Paar	Erfolgreiche Paare	2,5 (2)	1,0 (1)	4,0 (1)	2,5 (4)
	Alle Paare (Max.)	0,33 (15)	0,20 (5)	0,67 (6)	0,38 (26)
	Alle Paare (Mittel)	0,36 (13,9)	0,32 (3,1)	0,85 (4,7)	0,46 (21,7)
Familienstärke	Erfolgreiche Paare	2,5 (2)	1,0 (1)	4,0 (1)	2,5 (4)
	Alle Paare (Max.)	0,33 (15)	0,20 (5)	0,67 (6)	0,38 (26)
	Alle Paare (Mittel)	0,36 (13,9)	0,32 (3,1)	0,85 (4,7)	0,46 (21,7)
Bruterfolg	Erfolgreiche Paare	3,0 (1)	1,0 (1)	1,0 (1)	1,7 (3)
	Alle Paare (Max.)	0,20 (15)	0,20 (5)	0,17 (6)	0,19 (26)
	Alle Paare (Mittel)	0,22 (13,9)	0,32 (3,1)	0,21 (4,7)	0,23 (21,7)

Tabelle 7 fasst die Erfolgsdaten der Zwergtaucher in den untersuchten Abschnitten zusammen. Im Vergleich zu den Referenzwerten (Tabelle 1) fielen alle Werte weitaus niedriger aus. Während in den Vorjahren mindestens 71% der Revierpaare Schlupferfolg kannten (Abschnitt 2), waren es 2012 maximal 20% (ebenfalls Abschnitt 2), ausgehend von der maximalen Anzahl der festgestellten Reviere. Im Vergleich der Abschnitte lag der Anteil der Paare mit Schlupferfolg im Jahr 2012 in Abschnitt 1 am niedrigsten. Auch der Schlupferfolg pro Paar war in Abschnitt 1 eher schlecht und wird deutlich von dem in Abschnitt 3 übertroffen.

Die Familienstärke aller Paare war 2012 ebenfalls deutlich niedriger als in den Vorjahren. Sie unterschied sich in Abschnitt 1 nicht wesentlich von der Familienstärke in Abschnitt 2, lag aber unter dem Wert von Abschnitt 3.

Beim Bruterfolg gab es in der Saison 2012 zwischen den drei Abschnitten nur unwesentliche Unterschiede. Im Vergleich mit den Vorjahren wurde ein deutlicher Einbruch festgestellt. Auf das ganze Untersuchungsgebiet bezogen wurden vor 2012 pro Revierpaar 1,12 Küken flügge. Im Jahr 2012 waren es lediglich 0,19-0,23 Küken.

Zusammenfassend muss man von einem katastrophalen Brutjahr 2012 sprechen, in dem im Endeffekt die Erfolgswerte in den drei untersuchten Abschnitten in etwa gleich schlecht waren.

3. Diskussion

Wie erwartet blieb sowohl die Anzahl der Brutpaare als auch deren Bruterfolg in den beschnittenen Abschnitten 2 und 3 von Diekirch bis Blesbrück in der Saison 2012 weit unter den Werten der Vorjahre zurück. Allerdings schnitt der Kontrollabschnitt 1 Blesbrück-Bettendorf im direkten Vergleich nicht besser, sondern ähnlich schlecht ab. Wie die Analyse des Brutgeschehens anhand der meteorologischen Daten und Pegelstände zeigte, waren hierfür weniger die Rückschnittmaßnahmen des Uferbewuchses, sondern vielmehr die überdurchschnittlich hohen Regenmengen im Jahr 2012 verantwortlich. Zwischen den dadurch bedingten großen Pegelstandsschwankungen der Sauer lagen die Zeitabstände in der Hauptbrutzeit jeweils unter drei Wochen, und damit unter der minimalen Brutdauer eines Zwergtauchergeleges. Eine reguläre Bewertung der Folgen des Rückschnitts des Uferbewuchses auf den Bruterfolg der Zwergtaucher wurde dadurch verhindert. Der sich ständig verändernde Pegel der Sauer erlaubte es aber, die Überlebenschancen von gut am Uferbewuchs befestigten Plattformen in Abschnitt 1 mit denen der nur schlecht verankerten Plattformen in den beiden anderen Abschnitten zu vergleichen. Hier ergab sich ein deutlicher Vorteil für die Zwergtaucherbauten in Abschnitt 1, die Pegelsteigerungen von bis zu 31 cm überleben konnten, auch wenn das am Ende in den meisten Fällen nur zu einer späteren Zerstörung durch Strömung und Hochwasser führte, nicht aber zum Schlupferfolg. Das Überflutungsrisiko für Zwergtauchergelege an Fließgewässern ist allgemein bekannt. So wiesen Moss und Moss (1993) in einer Studie nach, dass 51% aller Nester an Fließgewässern vor dem Schlupf geflutet wurden, im Mittel aller Gewässer waren es nur 35%. Eine längere Überlebensdauer bei Flutgefahr ist also besonders an Fließgewässern von Vorteil.

Durch die fehlenden Nistmöglichkeiten in den Abschnitten 2 und 3 hätte man vielleicht von einer Abwanderung einzelner Paare ausgehen können, die dann eine leichte Zunahme der Brutpopulation in Abschnitt 1 hätten bewirken können. Auch dies war nicht der Fall. Die Brutpopulation des Zwergtauchers im Jahr 2012 war in allen drei untersuchten Abschnitten niedriger als der sich aus den Vorjahren ergebende Referenzwert. Dabei war der Rückgang in Abschnitt 1 geringer als in den beschnittenen Abschnitten 2 und 3. Dass in Abschnitt 1 die Anzahl der Revierpaare dennoch niedriger war als in den Vorjahren, erklärt sich vielleicht zum Teil durch die Hochwasser im Winter und Frühjahr. Durch diese hatte die Ufervegetation auch hier gelitten, sodass vielleicht die Nistmöglichkeiten im Vergleich weniger gut waren. Gründe für einen Populationsrückgang sind oft in der Beseitigung der Überwasserpflanzen (Kreuziger et al. 2004, Ölschlegel 1974 in Auersbach & Schönborn 2011). Eine (teilweise) Beseitigung kann sich auch natürlich vollziehen. So führt Westermann (2003) ein Beispiel an, bei dem ein extremes Hochwasser 1999 am Restrhein südlich von Breisach einen beträchtlichen Vegetationsverlust bewirkte, sowie er sich wohl auch teilweise an der Sauer im Winter 2011/12 vollzog. Ab Anfang Dezember 2011 gab es an der Sauer fast ständig Hochwasser, das bis Ende Januar mittlere Pegelstände, jeweils auf 14 Tage berechnet, die 1,30 bis 3,20 m über einem Normalstand von 1,30 m lagen. Wie unterhalb von Breisach starben bei ufernahen Weiden die unteren starken Äste fast vollständig ab und wurden zu einem großen Teil von der Strömung, aber auch von kompakterem Schwemmgut wie etwa Baumstämmen, mitgerissen. Dies bedeutete am Ende einen Verlust an Deckung und Nistplatzmöglichkeiten für brütende Zwergtaucher in allen Abschnitten. Er kam aber der radikalen Entfernung des Uferbewuchses, wie in den Abschnitten 2 und 3 erfolgt, nicht gleich.

Dem späten Wintereinbruch im Februar 2012 könnten auch einige Zwergtaucher zum Opfer gefallen sein und einen allgemeinen Rückgang der Population an der Sauer bewirkt haben. Harte Winter können lokale Populationen stark reduzieren, so etwa in Großbritannien, als nach den extrem kalten Wintern 1961-62 und 1962-63 die Brutpopulation im Königreich um 80% ge-

schrumpft war (Moss & Moss 1993). Bandorf (1970) und Hallfarth (1999) wiesen ebenfalls auf die Gefahren von Kälteperioden für die Zwergtaucher hin. Schmidtke et al. (2001) zeigten in einer Langzeitstudie erhebliche Bestandsschwankungen der Zwergtaucherpopulation in einem bayerischen Gebiet auf, die eine Korrelation mit den Januartemperaturen der Vorsaison aufzeigten. Wie bei der Population an der Sauer lagen die Überwinterungsgebiete der bayerischen Brutvögel zum Teil in den umliegenden Fließgewässern. Gegen eine erhöhte Wintersterblichkeit sprechen in unserem Fall allerdings die vier Populationserhebungen im Februar und März 2012 auf der Gesamtstrecke des Untersuchungsgebiets, bei denen jeweils zwischen 63 und 83 adulte Zwergtaucher (Schnitt: $73,5 \pm 8,5$) gezählt wurden, ohne dass dabei eine abnehmende Tendenz festgestellt wurde.

Der Referenzwerte von 17 Brutpaaren in Abschnitt 1 und jeweils 7 Paaren in den Abschnitten 2 und 3 entsprechen einer hohen Populationsdichte (Konter 2011), die wohl nur in einem optimalen Bruthabitat aufrechterhalten werden kann. Die Qualität des Habitats spielt also eine ausschlaggebende Rolle. Diese hängt aber nicht nur vom Zustand der Vegetation ab. Wie schon Vinicombe (1982) feststellte, beeinflussen hohe Wasserstände zur Brutzeit die Populationszahlen der Zwergtaucher negativ, indem mögliche Nistplätze geflutet werden und dadurch Paare abwandern. Dies war im gesamten Untersuchungsgebiet aber nur bedingt der Fall. Auch zur Hauptbrutzeit, im Mai und Juni, gab es Paare, die trotz fehlender Nistmöglichkeiten nicht definitiv abwanderten. Vielmehr weisen die erheblichen Schwankungen der Anzahl der Revierpaare in allen drei untersuchten Bereichen darauf hin, dass solche Paare vielleicht zeitweilig nach besseren unbesetzten Habitaten außerhalb des Untersuchungsgebiets suchten, aber wieder zurückkehrten, weil sie nicht fündig wurden.

Der Nistplatzmangel erklärt den zur Brutzeit relativ hohen Anteil der Revierpaare ohne Plattform, der in den vom Rückschnitt betroffenen Bereichen weitaus höher lag als im Kontrollabschnitt 1. Besonders in den Abschnitten 2 und 3 waren optimale Nistplätze selten, wodurch es hier in Einzelfällen zu sehr kurzen Abständen zwischen zwei benachbarten Plattformen kam. Auch erhöhte sich hierdurch die Aggressivität der Zwergtaucher, besonders in Abschnitt 3.

Ein Vorteil einer guten Ufervegetation liegt in der von ihr gebotenen Deckung für die Nistplattformen der Zwergtaucher. Frei liegende Nester bedeuten in der Regel höhere Prädationsrisiken und ein gesteigertes Störungspotential. Dadurch dass die Plattformen für Nesträuber leicht zu finden sind, erhöht sich die Gefahr des Gelegeverlusts durch die im Gebiet vorkommenden Eiernräuber wie etwa Rabenkrähe *Corvus corone* und Elster *Pica pica*, aber auch Teichhuhn *Gallinula chloropus* und Graureiher *Ardea cinerea*. Da praktisch alle Nester in den Abschnitten 2 und 3 offen, also frei sichtbar lagen, waren diese im Prinzip schlecht geschützt. In Abschnitt 1 war der durch die noch vorhandene Ufervegetation gebotene Schutz besser. In dieser Studie wurde allerdings kein Fall von Gelegeverlust an einen Nesträuber beobachtet.

Die Untersuchungen zur Störungsanfälligkeit der brütenden Zwergtaucher gegenüber dem Menschen zeigten keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Abschnitten. Generell bewirkte aber die Präsenz eines Anglers am Ufer oder eines Bootes im Wasser eine statistisch signifikant stärkere Reaktion seitens der Zwergtaucher als die Präsenz von Fußgängern und Radfahrern auf dem Weg. Führen solche Störungen zu einer zeitweiligen Nichtbebrütung der Gelege, so verlängert sich ihre Bebrütungszeit (Nuechterlein & Buitron 2002) und damit erhöht sich gleichzeitig das Risiko, dass ein Ansteigen der Pegelstände der Sauer die Nester flutet.

Abschließend muss man feststellen, dass die Studie den negativen Einfluss des Uferheckenschnitts auf die Brutpopulation des Zwergtauchers an der Sauer nur indirekt und zum Teil bestätigte. Dieser ist sicher eine von mehreren Ursachen für den festgestellten höheren Populationsrückgang in den betroffenen Abschnitten. Auch waren die Überlebenschancen der hier angelegten Plattformen bei Wasserstandsschwankungen niedriger als im unbeschnittenen Abschnitt 1. Wenn im Jahr 2012 die meteorologischen Bedingungen ausschlaggebend für den Bruterfolg der Zwergtaucher waren, so gilt es dennoch in Zukunft den wahrscheinlich un-

umgänglichen Rückschnitt der Ufervegetation mit Bedacht auszuführen, damit der Zwergtaucher nicht noch einmal, wie in den 1960er Jahren, auf der Roten Liste der gefährdeten Brutvögel Luxemburgs als stark gefährdet eingestuft werden muss. Auch damals führten anthropogene Ursachen, nämlich der Habitatverlust durch das Zuschütten von kleineren Stehgewässern, zu einem Rückgang der landesweiten Brutpopulation auf nur noch 12 Paare (Melchior 1982). In Luxemburg besteht allein schon durch den ständig wachsenden Freizeitdruck auf das neue Brut habitat für den kleinsten europäischen Lappentaucher ein hohes Gefahrenpotential, dem es entgegen zu wirken gilt.

Danksagung

Besonderer Dank gilt den Herren Daniel Göhlhausen und Achim Wehnert für die stets prompte Verfügbarkeit der Pegelstände der Sauer aus Diekirch sowie der meteorologischen Daten aus Echternach. Ich bedanke mich auch bei Gilbert Laroche und bei meiner Ehefrau Maria, die mir bei vielen Erhebungen mit Rat und Tat zur Seite standen.

Literatur

- Auerswald J. & W. Schönborn (2011): Der Einfluss der Teichbewirtschaftung auf Bestandsveränderungen des Zwergtauchers, *Tachybaptus ruficollis*, im Teichgebiet Dreba-Plothe (Thüringen) – eine Habitatanalyse. Thüring. Ornithol. Mitteilungen 56: 3-12.
- Bandorf H. (1970): Der Zwergtaucher. 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.
- Halfarth T. (1998): Früher Brutbeginn und dreimaliges Brüten beim Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*) im Vogtland. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 8: 295-299.
- Halfarth T. (1999): Der Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*) im sächsischen Vogtland – Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 8: 359-382.
- Konter A. (2011): High population density and early brood of Little Grebe *Tachybaptus ruficollis*. Regulus WB 26: 26-29.
- Kreuziger J., M. Korn, W. Schindler & S. Stübing (2004): Aktuelle Bestandssituation brütender Wasservogelarten in Hessen. Vogel und Umwelt 15: 3-49.
- Lorgé P. & E. Melchior (2010): Vögel Luxemburgs. Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga.
- Melchior E. (1982): Wir stellen vor: Der Zwergtaucher (Klengen Däichelchen). Regulus 14:175.
- Moss D. & G. M. Moss (1993): Breeding biology of the Little Grebe *Tachybaptus ruficollis* in Britain and Ireland. Bird Study 40:107-114.
- Nuechterlein G. L. & D. P. Buitron (2002): Nocturnal egg neglect and prolonged incubation in the Red-necked Grebe. Waterbirds 25: 485-491.
- Ölschlegel H. (1974): Zwergtaucher - *Podiceps ruficollis* (Pallas). Ber. Avifauna Bez. Gera (Loseblattsammlung, 4 Seiten).
- Schmidtke K., R. Pfeifer, J. Stadler & R. Brandl (2001): Bestandsschwankungen beim Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*: Zunahme, Abnahme oder Zyklus? Ornithologischer Anzeiger 40: 47-56.
- Vinicombe K. E. (1982): Breeding and population fluctuations of the Little Grebe. British Birds 75: 204-218.
- Westermann K. (2003): Ein überregional bedeutendes Brutgebiet des Zwergtauchers (*Tachybaptus ruficollis*) am Restrhein südlich Breisach. Naturschutz südl. Oberrhein 2003 (4): 53-44.

Misslungene Schachtelbrut eines Haubentaucherpaars *Podiceps cristatus* in Steinheim

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Im Jahr 2012 tätigte ein Haubentaucherpaar *Podiceps cristatus* an der Sauer unterhalb von Steinheim eine Erstbrut, gefolgt von einer Schachtelbrut. Bei Ablage des ersten Eis des zweiten Geleges waren die drei Küken der ersten Brut einen Monat alt. Sie verschwanden wenige Tage später, noch nicht flügge, aus dem Revier und wurden nicht mehr gesehen. Die Schachtelbrut nahm, zum Teil auch wetterbedingt, einen unerwarteten Verlauf und misslang komplett. Wenn allgemein Schachtelbruten in der Literatur nicht oft erwähnt sind, so wohl meist deswegen weil sie meist nicht als solche erkannt werden. Bei genauerer Betrachtung erweisen sich die meisten Zweitbruten beim Haubentaucher als Schachtelbruten, und bei Drittbruten ist eine Verschachtelung kaum zu vermeiden. Trotz günstiger Rahmenbedingungen in Steinheim könnte das ansässige Paar einen kompletten Misserfolg erfahren haben. Auch die gezeigten Verhalten bleiben unerklärlich.

Abstract: Failure of embedded broods by a pair of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* in Steinheim

In 2012, a pair of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* hatched a first clutch that was followed by a second embedded brood. The three chicks of the first brood were about one month old when the second clutch was initiated. They disappeared from the territory a few days later, still unfledged, and were not seen again. The embedded brood took an unexpected turn of events, partly due to bad weather conditions, and failed completely. Generally, embedded breeding is seldom mentioned in the literature, probably often because it is not identified as such. Having a closer look at second broods, the majority will reveal as embedded broods, and with three broods in one season, an embedding becomes unavoidable. In spite of a priori favourable conditions at Steinheim, the breeding pair may have experienced a complete breeding failure. In addition, the behaviours observed could not be explained.

Résumé : Échec des nidifications en chevauchement d'un couple de Grèbes huppés *Podiceps cristatus* à Steinheim

En 2012, un couple de Grèbes huppés *Podiceps cristatus* commença une deuxième nidification suite à une première couvée. Les trois poussins de la première couvée étaient âgés d'un mois lors de l'initiation de la deuxième ponte. Quelques jours plus tard, ils disparaissaient du territoire sans avoir atteint une indépendance complète. La deuxième couvée prenait une tournure inattendue et fût un échec complet, peut-être partiellement imputable aux conditions météorologiques difficiles. D'une façon générale, les cas de chevauchement de nidifications sont rarement mentionnés dans la littérature, peut-être parce qu'ils ne sont pas souvent identifiés comme tels. Une analyse plus détaillée des cas de nidifications successives montre cependant que la majorité relèvent d'un chevauchement. Pour les troisièmes couvées, le chevauchement devient quasiment inévitable. En dépit des conditions a priori favorables à Steinheim, le couple de Grèbes huppés local pourrait avoir connu un échec de nidification complet. En outre, les comportements observés restaient largement inexplicables.

Wenn sich auch in den letzten Jahrzehnten die Anzahl der Zweitbruten bei Haubentauchern *Podiceps cristatus* deutlich vermehrt hat (Berndt 2010, Mayr 1986, Zang 1977), und teilweise sogar Drittbruten nachgewiesen wurden (Berndt 2010, Goldammer & Haafke 1981, Köpke 1985, Rolls 2004), so werden Schachtelbruten doch eher selten erwähnt. Eine Schachtelbrut entsteht dann, wenn ein Vogelpaar noch abhängige Junge aus einer vorangegangenen Brut führt und parallel ein neues Gelege beginnt. In Luxemburg wurde eine Schachtelbrut erstmals in der Brutsaison 2012 nachgewiesen. Sie erfolgte an der Sauer unterhalb von Steinheim in einem zum Schutz vor Hochwasser umgestalteten Gebiet. Der Verlauf von Erst- und Schachtelbrut werden im vorliegenden Artikel beschrieben. Mögliche Ursachen für den Steinheimer Misserfolg, aber auch das Auftreten von Schachtelbruten im Allgemeinen werden diskutiert.

Brutgebiet

Erst- und Schachtelbrut fanden auf dem deutsch-luxemburgischen Grenzfluss Sauer unterhalb des Orts Steinheim statt. Zum Zweck des Hochwasserschutzes war hier bis zum Jahr 2010 das Bett des Flusses durch die Anlage von zwei Seitenarmen verbreitert worden. Dabei entstanden in der Mitte des neu geschaffenen Gewässers zwei längliche Inseln. Die Fließgeschwindigkeit der Sauer ist in Steinheim durch den nur ca. drei Kilometer unterhalb bestehenden Staudamm von Rosport zum Teil reguliert, auch wenn starke Regenfälle die Strömung gelegentlich sehr verstärken können. Der am weitesten flussaufwärts auf luxemburgischer Seite geschaffene Seitenarm ist aber so gelegen, dass ein Landvorsprung oberhalb eine direkte Übertragung der Fließgeschwindigkeit aus dem Hauptfluss verhindert. Wie im Vorjahr für seine Zweitbrut (Konter 2012a) hatte ein Haubentaucherpaar diese an eine geschützte Bucht erinnernde Stelle als Brutplatz im Jahr 2012 gewählt. Für eine ausführliche Beschreibung des Gebietes unterhalb von Steinheim, siehe Konter (2012b).

Brutverlauf

Seit Anfang März 2012 waren zwei Haubentaucher in dem Abschnitt der Sauer anwesend, die Anfangs zwischen dem Rosporter Stau und dem Hochwasserschutzgebiet unterhalb von Steinheim hin und her pendelten. Das Paar entschied sich letztlich für eine Brut im neu angelegten luxemburgischen Seitenarm der Sauer und errichtete eine Plattform in der Mitte des seichten Wasserarms. Am 24. März wurde hier das erste Ei abgelegt, dem am 26. März ein zweites folgte. Danach baute das Haubentaucherpaar den Rand seiner Nestmulde hoch, so dass sie vom Ufer nun schwer einsehbar wurde. Am 4. April befanden sich sicher fünf, vielleicht sogar sechs Eier im Nest, wie während des Eierstocherns des Brutvogels festgestellt wurde.

Bei wechselhaftem Wetter mit gelegentlichem Regen, aber insgesamt annehmbaren Temperaturen von durchschnittlich 9°C verrichtete das Haubentaucherpaar abwechselnd sein Brutgeschäft bis am 21. April, 28 Tage nach Ablage des ersten Eis, das erste Küken schlüpfte. Kurz zuvor, ab dem 18. April, hatte eine Regenfront das Gebiet erreicht und ließ mit teilweise kräftigen Schauern die Pegel der Sauer ansteigen. So wurde in Bollendorf, 10 km flussaufwärts, vom 18. auf den 20. April ein Pegelanstieg von 11 cm gemessen. Beide Altvögel bauten weiter regelmäßig an ihrem Nest und behoben so die durch steigende Wasserstände und Fließgeschwindigkeit entstehenden Schäden. Der Regen hielt an, und es war nur eine Frage der Zeit, wann das Nest in Gefahr geraten würde (und wie viele Eier bis dahin geschlüpft sein würden). Die kräftigen Regenfälle am 25. (6,1 l/m²), mehr aber noch am 26. April (17,4 l/m²) brachten dann die Antwort. Am Abend stand das Nest unter Wasser, und das Haubentaucherpaar zog mit den drei bis dahin geschlüpften Küken ab. Mindestens zwei Eier, die kurz vor dem Schlüpfen standen, fielen so dem Hochwasser zum Opfer. In Bollendorf wurde an beiden Tagen ein Pegelanstieg von insgesamt 81 cm registriert.

Trotz weiteren Regens im April und auch Anfang Mai blieben die Temperaturen angenehm. Die Eltern schafften es, ihre Kälte empfindlichen Küken vor Unterkühlung zu schützen. Sie zogen mit ihren Nachkommen zwischen Rosport und Steinheim hin und her, wo diese schnell heranwuchsen.

Ab dem 20. Mai hielt sich die ganze Haubentaucherfamilie wieder im luxemburgischen Arm in Steinheim auf. Die Altvögel restaurierten die alte Plattform und zeitweilig waren alle fünf Vögel um diese herum versammelt. Am 23. Mai war auf dieser erneut ein frisches Ei zu sehen. Das älteste Küken hatte jetzt ein Alter von 32 Tagen. Während ein Altvogel brütete, betreute der zweite die Nachkommen etwa 50 m unterhalb des Nests und versorgte sie auch weiterhin mit Futter. Die Jungen wurden jetzt nicht mehr in direkter Nähe des Nests geduldet. Auch wenn beide Eltern am Nest waren, verblieben die Nachkommen abwartend in einiger Entfernung.

Zwischen dem 25. und 28. Mai wurden jeweils nur maximal zwei Küken in Steinheim angetroffen. Ab dem 29. Mai blieben alle drei verschwunden. Das Älteste war jetzt 38 Tage alt. Am 31. Mai wurde im Nest ein sechstes Ei abgelegt. Beide Altvögel waren anwesend und keiner schien sich mehr um die Nachkommen der Erstbrut zu kümmern. Die Suche nach ihnen entlang der Sauer, vom Stau in Rosport bis zur Mündung der Prüm oberhalb von Steinheim, am 2. Juni blieb ergebnislos. Allerdings sind vereinzelt Teile dieser Strecke nur schwer einsehbar.

Kurz nach Ablage des sechsten Eis, am Abend des 1. Junis, wurde im neu geschaffenen deutschen Seitenarm der Sauer, etwa 300 m unterhalb des Nistplatzes, ein dritter adulter Haubentaucher beobachtet, der den Fluss hinaufzog. Ob es zu einer Begegnung zwischen den drei Haubentauchern kam, ist nicht gewusst. Am späten Vormittag des 2. Junis war die Lage in Steinheim verändert. Nur ein Altvogel war anwesend. Dieser hielt es jeweils nur kurz auf dem Nest aus, lag dann mit drohend nach vorne angewinkeltem Hals auf den Eiern, obwohl keine direkte Gefahr erkennbar war. Schnell verließ er die Plattform wieder und schwamm lange rufend jeweils bis zu 200 m die Sauer hinab. Sein Partner blieb auch nach zwei Stunden, in denen die Eier jeweils nur minutenlang bebrütet wurden, verschwunden. Zeitgleich wurde ein adulter Haubentaucher am Rosporter Stau festgestellt. Ein dritter Altvogel war nicht zu sehen, so dass es nicht gewusst ist, ob es sich hier um den Partner aus Steinheim oder um den fremden Altvogel handelte. Bei einer Kontrolle um 18 Uhr in Steinheim war der dortige Haubentaucher immer noch alleine. Er hatte sein Gebaren nicht verändert: nach jeweils kurzem Liegen auf den Eiern in Drohpose schwamm er immer wieder flussabwärts, seinen Partner suchend und rufend. Nach kurzer Zeit kehrte er dann zum Nest zurück, und der Vorgang wiederholte sich. Auch in Rosport war weiter ein Altvogel anwesend.

Nach zum Teil kräftigem Dauerregen am frühen Morgen des 3. Junis waren am Nachmittag wieder zwei Altvögel in Steinheim anwesend. Durch den angestiegenen Wasserpegel lag das Nest tief im Wasser, die Mulde blieb aber uneinsehbar. Ein weißliches Leuchten in der Nestmulde sprach für die weitere Präsenz von Eiern. Die beiden Haubentaucher brüteten aber nicht, im Gegenteil: Sie waren emsig mit Kopulieren auf dem Gelege beschäftigt. Auch am 5. Juni kopulierten beide Vögel auf dem alten Nest. Dessen Rand war jetzt niedergewalzt und keine Eier waren mehr vorhanden.

Am 9. Juni enthielt das Nest wieder zwei Eier und es verweilten zwei Haubentaucher in Steinheim. Doch am 14. Juni waren das Gelege, genauso wie ein Altvogel, wieder verschwunden. Der verbliebene Haubentaucher schwamm unruhig hin und her, rief gelegentlich und zog danach zur Nestplattform. Dort sprang er auf, zeigte stehend Flügelzittern, und legte sich anschließend in der Einladungshaltung nieder. Der Partner blieb aber verschwunden. Einige Tage später war das Nest dann verlassen, ein einzelner Haubentaucher war weiter anwesend, und in Rosport oder oberhalb von Steinheim war kein Artgenosse aufzufinden. An dieser Situation änderte sich bis Anfang August nichts, sieht man einmal davon ab, dass die Plattform durch die immer wieder starken Regenfälle, sowie die damit verbundenen Pegel- und Strömungsanstiege der Sauer, definitiv zerstört und abgetragen wurde. Ein zweiter adulter Haubentaucher wurde im ganzen Zeitraum nicht mehr gesehen und auch von den Küken der Erstbrut gab es keine Spur. Bei einer Kontrolle am 14. August wurde wieder nur ein einzelner adulter Haubentaucher direkt oberhalb von Rosport gesehen, der schon ins Zwischenkleid gewechselt hatte.

Diskussion

Allgemein sind in der Literatur nur wenige Schachtelbruten direkt beschrieben. Ein Grund hierfür könnte sein, dass Zweitbruten oft nicht als Schachtelbrut erkannt werden. In den folgenden zwei Beispielen wurden die Küken von sowohl Erst- als auch Zweitgelege zumindest noch während einigen Tagen parallel gefüttert, so dass die Schachtelbruten augenscheinlich waren. Bei einer Schachtelbrut im Raum Freiburg waren die vier Küken aus dem ersten Gelege zu Beginn des Zweitgeleges in etwa vier Wochen alt, wurden aber bis zu dessen Schlupf vier Wochen später weiterhin von den Eltern mit Nahrung versorgt (Ruf 2005). In Berlin wurde im Jahr 2004 eine Schachtelbrut beobachtet, bei der das einzige Küken der Erstbrut etwa 5-6 Wochen alt war, als die Eltern schon mit drei weiteren wenige Tage alten Küken auf dem Rücken unterwegs waren. Damit wäre beim zweiten Legebeginn, ausgehend von einer Brutdauer von etwa vier Wochen, das erste Küken nur rund eine Woche alt gewesen.

Oft könnten die Jungen der Erstbrut beim Schlüpfen eines Zweitgeleges aber schon selbständig sein und das Revier verlassen haben, wodurch der parallele Verlauf der beiden Bruten verdeckt wird. So werden für Schleswig-Holstein als Abstand zwischen Schlupf der Erst- und Zweitbrut 50, 58, 67 und 74 Tage genannt (Berndt & Drenckhahn 1974). Dieser geringe zeitliche Abstand lässt Herrmann und Strehlow (2005) vermuten, dass praktisch alle Zweitbruten des Haubentauchers Schachtelbruten sind. Dies wird von Berndt (2010) weiter belegt. Er stellte bei 46 erfolgreichen Zweitbruten in Schleswig-Holstein fest, dass fast alle verschachtelt waren: oft begann die Zweitbrut, wenn die Jungen der Erstbrut höchstens drei Wochen alt waren.

Angesichts einer Bebrütungsdauer von rund vier Wochen, gefolgt von einer Führungszeit von 8-10 Wochen, scheint es dann bei Drittbruten praktisch ausgeschlossen, dass diese nicht verschachtelt sind. Goldammer und Haafke (1981) geben für die von ihnen beschriebenen drei aufeinander folgenden Bruten Legeabstände von 67 bzw. 60 Tagen an, so dass jeweils bei Legebeginn der Zweit- und Drittbrut die Küken im Alter von 4-5 Wochen der direkt vorgegangenen Brut noch gefüttert wurden. Auch bei der von Köpke (1985) beschriebenen Drittbrut des Haubentauchers handelte es sich im Endeffekt um zwei aufeinander folgende Schachtelbruten. Bei Ablage des Zweitgeleges waren die drei Küken aus der ersten Brut gut zwei Wochen alt. Sie verließen das Revier schon im Alter von sechs Wochen, praktisch mit dem Schlupf des ersten (und vielleicht einzigen) Kükens des Zweitgeleges. Nur wenige Tage später wurde das dritte Gelege begonnen. Dessen vier Küken schlüpfen, als das Geschwister der Zweitbrut einen Monat alt war. Die zeitlichen Angaben von Rölls (2004) sind ungenauer, lassen aber jeweils einen Abstand von ca. 70 Tagen zwischen den drei Bruten des Haubentaucherpaares als wahrscheinlich erscheinen. Die Jungen der jeweils vorherigen Brut waren damit beim Schlupf ihrer jüngeren Geschwister ca. sechs Wochen alt und wurden von den Eltern noch eine Weile parallel mit Fischen versorgt.

Durch die Ausweitung der Brutsaison im Zuge des Klimawandels hat die Anzahl der Zweitbruten beim Haubentaucher zugenommen. Mayr (1986) sieht aber durchaus ein Problem von Futtermittelkonkurrenz zwischen den Nachkommen von zwei zu schnell aufeinander erfolgenden Bruten. Laut Berndt (2010) sind Einzelbrüter an kleinen, fischereilich nicht bewirtschafteten Gewässern in Bezug auf Zweitbruten begünstigt. Hierzu tragen die fehlende Konkurrenz, die schnelle Erwärmung, der geringere Wellenschlag und das hohe Nahrungsangebot an Kleinfischen bei. Demzufolge würde durch ein reiches Nahrungsangebot die von Mayr befürchtete geschwisterliche Konkurrenz nicht zum Tragen kommen, respektive könnte ein geringes Nahrungsangebot eine Zweitbrut verhindern.

Für die misslungene Schachtelbrut von Steinheim waren in diesem Sinne die Rahmenbedingungen günstig: Das Revier der Einzelbrüter lag in einem seichten, fischbrutreichen Nebenarm der Sauer. Allerdings gelang es dem Paar nicht, wie im Vorjahr, sechs Küken aus dem Erstgelege zum Schlupf zu verhelfen (Konter 2012a), da der Anstieg des Wasserpegels das Nest flutete. Könnte die wider Erwarten und im Vergleich zu 2011 geringe Nachwuchsrate das Elternpaar dazu bewegen haben eine schnelle Zweitbrut zu versuchen (im Vorjahr waren die Küken der Erstbrut flügge bevor das Zweitgelege begonnen wurde)? In einem

guten Bruthabitat könnte dann auch allgemein eine nicht durch die Eltern verschuldete Reduzierung der Kükenanzahl eine kompensierende Schachtelbrut begünstigen.

Im vorliegenden Fall könnte der Versuch einer Schachtelbrut zu einem kompletten Misserfolg, der selbst die drei geschlüpften Küken aus der Erstbrut, auch wenn deren Schicksal ungewiss blieb, mit einschließen könnte. Junge Haubentaucher werden im Normalfall erst im Alter von 8 - 10 Wochen unabhängig, also frühestens drei Wochen nachdem die Jungvögel aus Steinheim verschwanden. Doch auch im Alter von rund fünf Wochen ist ein selbständiges Überleben nicht ganz ausgeschlossen. Dafür spricht, dass zu Beginn der Schachtelbrut die Küken wohl genährt schienen. Ein schnelles Verhungern innerhalb weniger Tage, ohne dass zumindest einige Bettelversuche bei den Eltern stattfanden, ist kaum vorstellbar. Auch wenn die Suche nach den Küken ergebnislos verlief, so könnten diese an einem anderen Flussabschnitt überlebt haben.

Der Verlauf der Schachtelbrut selbst gibt viele Rätsel auf. Warum wurde das zweite Vollgelege so plötzlich von einem Partner aufgegeben? Warum trennten sich die vorher doch eher erfolgreichen Partner? Vielleicht spielte hier der dritte adulte Haubentaucher eine Rolle. Als wenige Tage später wieder zwei Haubentaucher anwesend waren, warum zeigten diese kein Interesse am bestehenden Vollgelege und warum tätigten sie ein neues Gelege? Hatte etwa ein Partnerwechsel stattgefunden (Das intensive Kopulieren würde dafür sprechen)? Eine Antwort auf diese Fragen bleibt leider aus, und die doch sehr wechselhaften meteorologischen Bedingungen der Brutsaison 2012 alleine reichen wohl als Erklärung nicht aus.

Danksagung

Für die zur Verfügung Stellung der Wetterdaten von Echternach bedanke ich mich herzlich bei Achim Wehnert. Pegelstände direkt aus Steinheim waren leider nicht verfügbar. Daniel Göhlhausen von der Administration de la Gestion de l'Eau, Division de l'Hydrologie - Service Hydrométrie, stellte mir aber liebenswürdiger Weise die Daten aus Bollendorf zur Verfügung. Auch hierfür herzlichen Dank.

Literatur

- Berndt R.K. (2010): Zweitbruten sowie eine Drittbrut des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 21:311-317.
- Berndt R.K. & D. Drenkhahn (1974): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
- Goldammer L. & J. Haafke (1981): Nachweis einer erfolgreichen Drittbrut beim Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) am Lintorfer Waldsee. *Charadrius* 17:37-38.
- Herrmann J. & H. Strehlow (2005): Schachtelbrut bei einem Haubentaucherpaar (*Podiceps cristatus*) im Britzer Garten, Berlin-Neukölln. *Berliner ornithologischer Bericht* 15:200-202.
- Konter A. (2012a): Hoher Bruterfolg eines Haubentaucherpaares *Podiceps cristatus* in Steinheim - Zweitbrut mit Schwierigkeiten. *Regulus WB* 27:73-81.
- Konter A. (2012b): Die ornithologische Entwicklung der Sauer bei Steinheim seit Abschluss der Hochwasserschutzmaßnahmen. *Regulus WB* 27:54-72.
- Köpke G. (1985): Erfolgreiche Drittbrut des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) auf der Lippe in Hamm. *Charadrius* 20:195-197.
- Mayr C. (1986): Häufigkeit, Voraussetzungen und Ursachen von Mehrfachbruten des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*). *Charadrius* 22:55-68.
- Rolls J. C. (2004): Great Crested Grebe rearing three broods in a year. *British Birds* 97:626.
- Ruf J. (2005): Eine Schachtelbrut des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) im Waltershofer See. *Naturschutz am südlichen Oberrhein* 2005:12.
- Zang H. (1977): Zur Frage der Häufigkeit von Zweitbruten beim Haubentaucher (*Podiceps cristatus*). *Journal für Ornithologie* 118:261-267.

Breeding birds of Uebersyren: Estimation of population sizes from 2001 to 2012

Philip L. G. Birget, philipbirget@gmail.com

Summary

Local population densities of five breeding species were followed during the past 11 years within the 10 ha protected wetland "Schlammwiss" near Uebersyren, Luxembourg. The most abundant species was the Marsh Warbler *Acrocephalus palustris* with about 90 individuals per year, closely followed by the Reed Warbler *A. scirpaceus* (60-90 individuals) and the Reed Bunting *Emberiza schoeniclus* (50-90 individuals). Grasshopper Warbler *Locustella naevia* population size showed some fluctuations with a maximum number of 22 birds in 2005 and a crash to 7 birds in 2008. The population size is however recovering and reached 16 birds in 2012. The Whitethroat *Sylvia communis* was the only species that increased its abundance during the study period from 11 to 30 individuals.

Zusammenfassung: Brutvögel in Uebersyren: Schätzung der Populationsgrößen von 2001 bis 2012

Der Bestand der fünf häufigsten Brutvogelarten im Naturschutzgebiet "Schlammwiss", Uebersyren (einem 10 ha großen Schilfgebiet), wurde über die letzten elf Jahre durch Fang und Beringung untersucht. Der Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* war der häufigste Brutvogel mit ungefähr 90 Individuen, der Teichrohrsänger *A. scirpaceus* war mit 60-90 Individuen vertreten und die Rohrammerpopulation *Emberiza schoeniclus* variierte zwischen 50 und 90 Brutvögeln. Der Feldschwirl *Locustella naevia* erreichte einen Maximalbestand von über 22 Vögeln in 2005, der aber bis 2008 auf nur noch 7 Vögel einbrach. Eine Erholung des Bestandes konnte über die letzten Jahre beobachtet werden, mit mittlerweile wieder 16 Exemplaren. Die Dorngrasmücke *Sylvia communis* war die einzige Art, deren Population während der Studienperiode von etwa 11 auf 30 Individuen anstieg.

Résumé : Oiseaux nicheurs à Uebersyren : estimation des populations de 2001 à 2012

Le baguage et la reprise des cinq espèces les plus communes nichant dans la réserve « Schlammwiss », une roselière d'environ 10 ha, ont permis de suivre leur abondance pendant les 11 dernières années. La Rousserolle verderolle *Acrocephalus palustris* était l'espèce la plus commune avec environ 90 individus répertoriés par année, suivie par la Rousserolle effarvate *A. scirpaceus* (60 à 90 individus nicheurs) et le Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus* (50 à 90 oiseaux nicheurs). La population de la Locustelle tachetée *Locustella naevia* a atteint un maximum de 22 oiseaux en 2005 avant qu'elle ne tombe à seulement 7 individus en 2008. Par la suite cette espèce progressait pour atteindre une population de 16 individus en 2012. La Fauvette grisette *Sylvia communis* était la seule espèce dont l'abondance montait pendant la période d'étude de 11 à 30 individus.

Faced with recent crashes of populations of many bird species (Gregory et al. 2005, Donald et al. 2000) and the on-going worldwide loss of biodiversity, we are more than ever in need of species richness data and population size estimates. This is reflected by important efforts throughout Europe to collect breeding bird data for assessments that are also reflected in bird atlases. Though the last atlas of breeding birds in Luxembourg has been published quite a time back (Melchior et al. 1987), there have been many current efforts to estimate population sizes of a number of bird species (e.g. Biver & Conzemius 2010, Fricke & Biver 2012, Konter 2010,

Lorgé & Biver 2010) as well as bird biodiversity itself (Birget 2011). This paper presents the fruit of eleven years of population size monitoring thanks to constant bird ringing from 2001 onwards in the reserve Schlammwiss near Uebersyren. The intense surveying in the reserve has made it one of the best studied sites in the Greater Region. I provide estimates of the breeding population sizes of the four most common wetland breeding passerines plus one species using the adjacent hedge habitats over the last 11 years: the Marsh Warbler *Acrocephalus palustris*, the Reed Bunting *Emberiza schoeniclus*, the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*, the Whitethroat *Sylvia communis* and the Grasshopper Warbler *Locustella naevia*.

Study site and methods

The survey area in the Schlammwiss reserve (Lat: 49.63°N, Long: 6.27 °E), is about 10 ha in size over which 13 fixed mist net rows have been established, each at least 18 metres long, providing extensive coverage of the area. The main catching biotope consists of reed beds (where *Phragmites australis* is the dominant species), meadow habitat, willow thickets and other border vegetation around the river Syr. Hedge biotopes exist in immediate vicinity to the reed beds. Ringing sessions took place at least once a week. Based on the migration phenology graph of each species (see Birget 2013), I defined periods per species in which individuals caught were considered as local breeders. These periods were:

Marsh Warbler: 1st of June to the 5th of July,
Reed Bunting: 10th of April to 20th of August,
Reed Warbler: 1st of June to 10th of July,
Grasshopper Warbler: 1st of May to 10th of July,
Whitethroat: 20th of May to 20th of July.

Inside these periods, each adult individual was counted only once per year. Birds that were first caught outside the periods, but caught again within those periods were also considered as breeding birds. A slightly different approach was taken for birds that had been recorded in a previous year as local breeders: those birds were counted as breeding birds even though they may not have been caught again later during the above defined periods. In this study, birds that have bred locally in a previous year were expected to return for breeding in subsequent years, and descendants were expected to return to their area of hatching in later years.

Presence in the reserve during the species-specific defined periods is necessary, but not sufficient to be considered a breeding bird. Analysis was performed by looking at each bird individually and assessing if it was not part of a late migratory movement (characterised by the sudden presence of multiple individuals that were not re-caught at any later point in time in the same season), which can occur in most of the species considered, but is especially common in the two *Acrocephalus* warblers (personal observation). In practice, most local birds were easily recognizable because they were caught multiple times.

This selection process was repeated for each year from 2001 to 2012. The ringing activity was not equal during all years: it has increased significantly since 2003 reaching up to three ringing sessions per week in the last years. This increase however is less important for breeding birds than for migratory birds so that we expect to have generally a good coverage with sampling activity across the reserve and across all years. Occasional tape-luring on the site is considered insignificant for this study. Because the reserve is rather small and sampling was extensive each year, the population estimates provided here are expected to be quite near the real population size. Given that results approach the real population sizes with the applied sampling technique, I also looked at covariance between population sizes of a same year by plotting the population size of one species against the population size of other species. This however was only performed for those species where sample size was sufficiently big (Reed Warbler, Reed Bunting and Marsh Warbler). The years 2001 and 2002 were excluded for this exercise as ringing activity was lower during those two years. To test for significance of the correlation between population sizes, a standard linear regression framework served using F as the test statistic, and r^2 as the proportion of variance explained by the model.

Results

The results are shown in figures 1 to 5. The three most common wetland birds with more or less constant population sizes were the Reed Warbler (Fig.1, mean population size 71.25 ± 4.16 , ± 1 S.E., $n=12$), the Marsh Warbler (Fig.2, mean population size 84.75 ± 5.12 , ± 1 S.E., $n=12$), and the Reed Bunting (Fig.3, mean population size 76.58 ± 4.05 , ± 1 S.E. $n=12$). The Grass-hopper Warbler (Fig.4) showed quite variable population sizes with an apparent peak being reached in 2005 and an overall-low in 2008. Since that low, the population has been increasing again, but remained below the peak seen in 2005. The Whitethroat (Fig.5) has seen a significant jump in population sizes in the last three years from a more or less constant population size in the years before. As explained above, the years 2001 and 2002 should be considered with a caveat as population sizes registered could have been too low. Figure 6 shows the covariance between population sizes of the Reed Warbler, the Marsh Warbler and the Reed Bunting within a single year. Though there is a positive relationship between population sizes, the difference was not significant. Reed Warbler population size was not correlated to Reed Bunting population size ($F=0.04$, $r^2=0.0061$, $p=0.826$) or Marsh Warbler population size ($F=1.886$, $r^2=0.19$, $p=0.2069$), nor were Reed Bunting and Marsh Warbler population sizes ($F=0.1639$, $r^2=0.020$, $p=0.6926$).

Other specific passerines and non-passerines that have been regularly recorded as breeding birds in the reserve, but for which we have no population estimate were the Stonechat *Saxicola rubicola*, the White Wagtail *Motacilla alba*, the Grey Wagtail *Motacilla cinerea*, the Nightingale *Luscinia megarhynchos*, the Kingfisher *Alcedo atthis*, the Water Rail *Rallus aquaticus*, the Water Hen *Gallinula chloropus*, the Common Coot *Fulica atra* and the Mallard *Anas platyrhynchos*. The Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus*, the Melodious Warbler *Hippolais polyglotta* and more recently, the Cetti's Warbler *Cettia cetti*, the Corn Crake *Crex crex* and the Common Quail *Coturnix coturnix* have shown presence during the breeding period and occasionally individuals with breeding patches were caught, but they were not recorded as regular breeding birds.

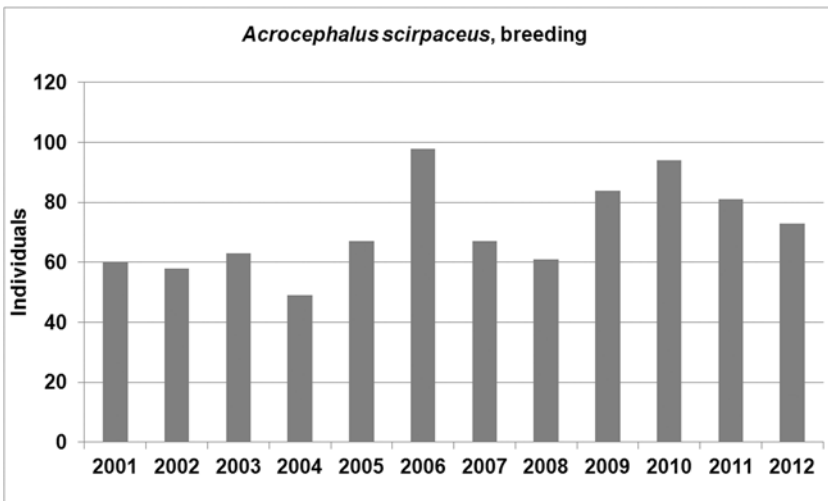


Fig.1: Population size of the Reed Warbler from 2001 to 2012.

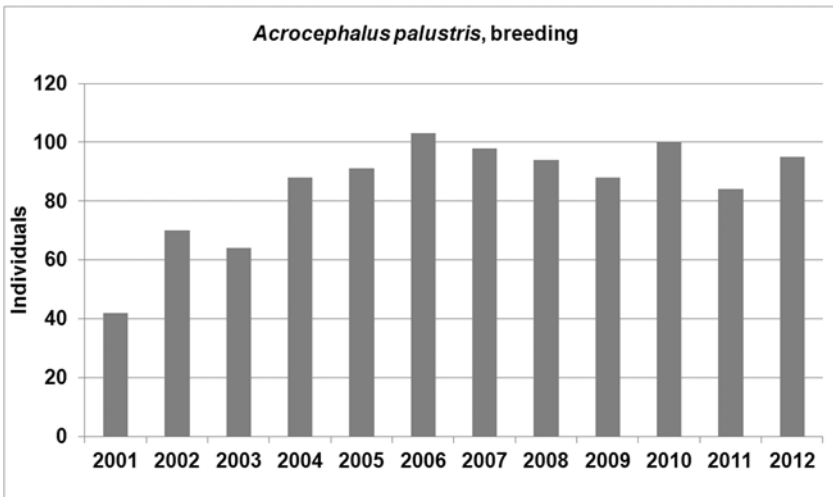


Fig.2: Population size of the Marsh Warbler from 2001 to 2012.

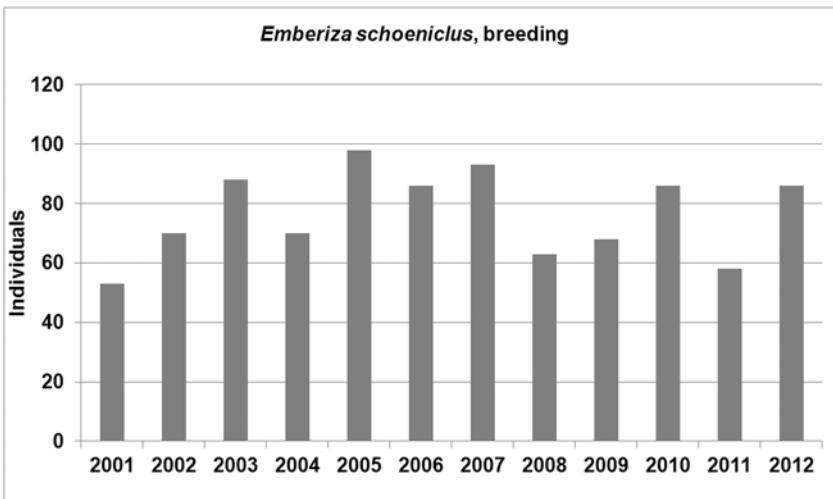


Fig.3: Population size of the Reed Bunting from 2001 to 2012.

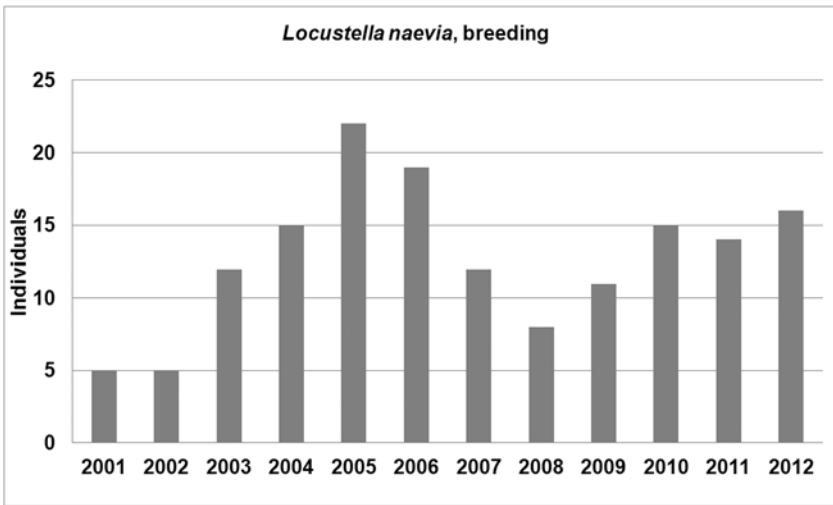


Fig.4: Population size of the Grasshopper Warbler from 2001 to 2012.

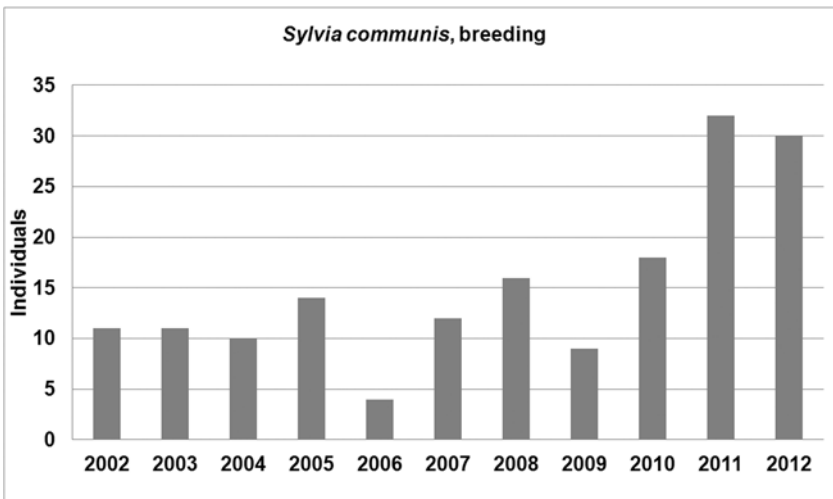


Fig.5: Population size of the Whitethroat from 2001 to 2012.

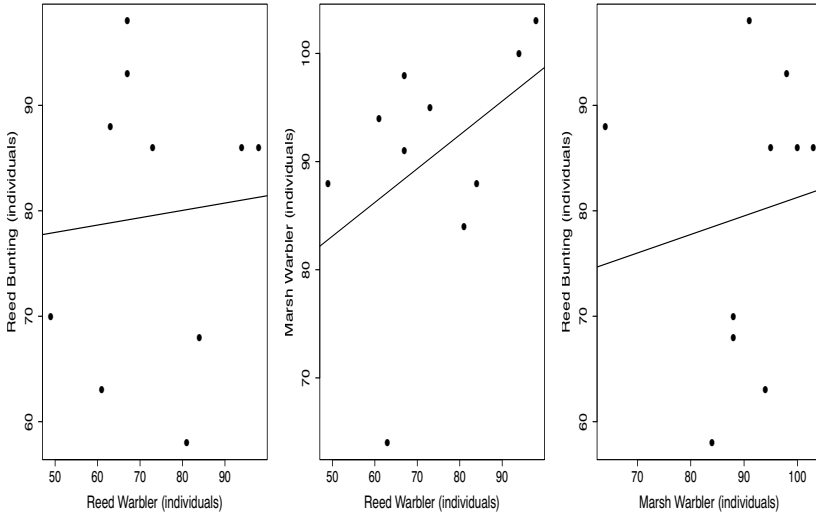


Fig.6: Covariance between population sizes of Reed Warbler, Marsh Warbler and Reed Bunting.

Discussion

The Marsh Warbler was the most common breeding bird of the reserve, closely followed by the Reed Bunting and the Reed Warbler, all three species being present with around 30-40 breeding pairs each year. This corresponded to about four to five pairs per hectare. It is interesting that the average population density of each of these three species was about the same. A 6 km line-transect survey in another reserve, the "Vallée de l'Ernz blanche", located only about 10 km north-west of Schlammwiss, counted 40 Marsh Warbler territories, but only 6 Reed Warbler and 12 Reed Bunting territories (Fricke & Biver 2012). The absence of a significant correlation between the densities of these three species suggests that population sizes vary independently from year to year, i.e. the population size of one species is a poor predictor for the population size of the two other species. This is either due to the fact that their ecological niches regarding breeding habitat are different or that the population sizes are influenced by different extrinsic effects that are not directly related to their breeding site (e.g. demographic and environmental stochasticity). The slight positive correlation in each case (though not significant) is most probably introduced by sampling activity (years in which ringing was more extensive give higher numbers of the two compared species). This is especially clear in the case of the Marsh Warbler and the Reed Warbler whose breeding periods overlap strongly.

The unusual dynamics of the Grasshopper Warbler population size is another point of interest. Due to general small population sizes of this species, a few birds more or less can make a big difference to the local population density. The exact reasons for these changes in population size are unclear and could be a complex interaction between conditions on both the breeding and wintering sites. Due to the generally small population size, only low absolute numbers of previously ringed birds (control captures) returned to the reserve and most local breeding birds were recent immigrants. To our knowledge, the amount of suitable habitat in the reserve has, if anything, increased over the last eleven years, making habitat surface an unlikely reason for the observed population decrease. Grasshopper Warbler population in the United Kingdom show similar trends with widely fluctuating population sizes since 1994 and a slight increase since 2002 (Baillie et al. 2011). In comparison to a 1,5 km-transect survey done in 2011 on wetland

only ten km north-west, Fricke and Biver (2012) reported nine territories from the protected area "Vallée de l'Ernz blanche entre Bourglinster et Fischbach", when the number of territories in "Schlammwiss" reached about seven, i.e. a similar population density.

The Whitethroat is the only species that is not a typical wetland inhabitant. The distinct increase over the last two years is most probably due to the creation of new suitable habitat for this species. Ecological succession caused some reed beds to be progressively interspersed with shrubs, thistles and a more meadow-like habitat which increased the fit to Whitethroat habitat preferences. Though succession is not a sudden change, the contrasting very sudden increase in density suggests that there is threshold value of habitat composition that enabled the invasion of the Whitethroat. It will be interesting to observe in the future how the population density of this species will change, either in presence or absence of habitat management schemes, and if the same phenomenon takes place in other reserves as well. However, to properly tackle this hypothesis, we would need to combine vegetation surveys across years with territory identification.

This paper provides a summary of the population sizes of the main breeding birds of the ornithologically best surveyed site in Luxembourg. In this way, this data set is well suited as a basis for conservation activities and further studies into the biology of these species at the site. The same data can be used for more than just inferring population sizes, for example by extending the analysis to features of local bird phenology like arrival and departure dates, correlation to environmental conditions during a particular year and the interaction with migrants.

Acknowledgements

This study would not have been possible without the great number of restless volunteers of the Bird Ringing Station of Uebersyren who deserve special considerations for their hard work and for making the station a most agreeable working environment. A special recognition goes to Jim Schmitz, my year-long mentor, for his encouragement and infectious enthusiasm and to referee André Konter for helpful comments that significantly improved the manuscript. This study was supported practically and financially by the Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga and Fondation Hëllef fir d'Natur.

References

- Baillie S., J. Marchant, D. Leech, A. Renwick, S. Eglinton, A. Joys, D. Noble, C. Barimore, G. Conway, I. Downie, K. Risely & R. Robinson (2011): BirdTrends: trends in numbers and demography for UK breeding birds. www.bto.org
- Birget J. (2011): Biodiversity dynamics at a migration stopover site in Western Europe : Ecological relevance and implications for conservation. *Regulus WB* 26: 43-56.
- Birget P. (2013): Ecological Time-Series of Bird Migration: Eleven Years of Monitoring at a Site in Luxembourg. *Regulus WB* 28: x-y.
- Biver G. & T. Conzernius (2010): Die "territoriale Saison-Population" des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg. *Regulus WB* 25: 13-27.
- Donald P.F, R.E. Green & M.F. Heath (2000): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird population. *Proceedings of the Royal Society* 268: 25-29.
- Fricke J. & G. Biver (2012) : Kartierung des Vogelschutzgebietes « Vallée de l'Ernz blanche entre Bourglinster et Fischbach » im Jahr 2011. *Regulus WB* 27: 31-52.
- Gregory R., A. Van Strien, P. Vorisek, A. Gmelig-Meyling, D. Noble, R. Foppen & D. Gibbons (2005): Developing indicators for European Birds. *Philosophical transactions of the Royal Society* 360: 269-288.
- Konter A. (2010): Wasservogel an der Sauer im Raum Echternach: Bestand und Ausblick. *Regulus WB* 25: 41-55.
- Lorgé P & G. Biver (2010): Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs – 2009. *Regulus WB* 25: 67-72.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNVL, Luxemburg.

Waterbird count - recensement hivernal des oiseaux d'eau 2009-2012

Gilles Biver, gi.biver@luxnatur.lu

Résumé

Depuis 2009, le groupe ornithologique du Luxembourg participe au recensement hivernal des oiseaux d'eau suivant une méthodologie standardisée afin d'assurer la comparabilité des résultats. Ce recensement permet de retracer d'un côté le développement des effectifs des oiseaux d'eau par zone humide prospectée et d'analyser de l'autre côté le développement national des effectifs avec TRIM. Ces analyses sont une composante importante pour compléter le rapportage à la Commission européenne suivant l'article 12 de la directive 2009/147/CE.

Abstract : **Waterbird count - winter census of waterbirds 2009-2012**

Since 2009, the group of field ornithologists in Luxembourg participates in the winter waterbird census following a standardized methodology that ensures the comparability of the results. These surveys allow to trace the development of population numbers of waterbirds in the wetlands surveyed and to analyse the development of the national population trends using TRIM. These analyses are an important component of the reporting to the European Commission pursuant to article 12 of Directive 2009/147/EC.

Zusammenfassung: **Waterbird count - Winterzählung der Wasservögel 2009-2012**

Seit 2009 beteiligt sich die Gruppe der Feldornithologen Luxemburgs an der winterlichen Wasservogelzählung nach einer standardisierten Methodik, welche die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet. Die Erhebungen ermöglichen es einerseits die Entwicklung der Bestände der Wasservögel in den untersuchten Feuchtgebieten nachzuvollziehen und andererseits nationale Trends mit TRIM zu erstellen. Diese Analysen sind ein wichtiger Bestandteil der Berichterstattung an die Europäische Kommission gemäß Artikel 12 der Richtlinie 2009/147/EG.

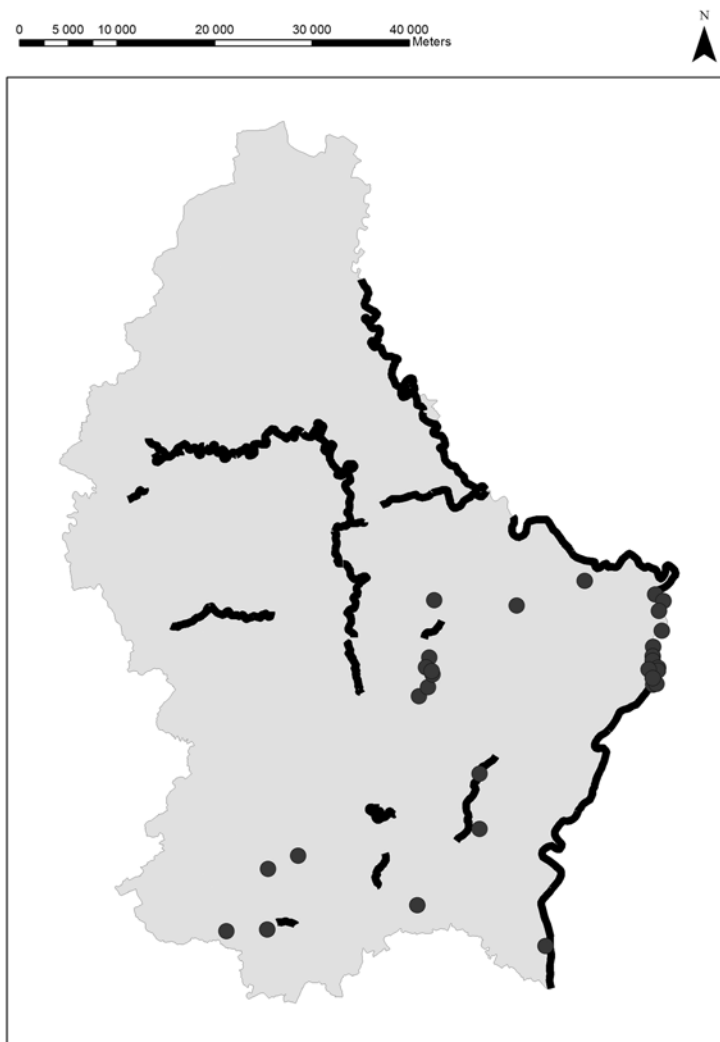
Introduction

Depuis des décennies, des recensements hivernaux d'oiseaux d'eau sont organisés partout en Europe et même au niveau mondial. *Wetlands International* coordonne ces recensements et le comptage hivernal annuel à la mi-janvier est celui comptant de loin le plus grand nombre de pays participants.

Le groupe de travail ornithologique luxembourgeois surveille les effectifs de l'avifaune nationale depuis longue date. Il réalisait entre autres des inventaires des oiseaux d'eau afin de délimiter les zones les plus importantes pour leur protection. Néanmoins, pour évaluer les effectifs des populations et pour déterminer leurs variations dans le temps, une méthodologie standardisée, répétable et donc comparable entre les comptages des différentes années est nécessaire. C'est dans cette idée que le groupe de travail ornithologique luxembourgeois sous la coordination de la *Centrale ornithologique* s'engage, depuis 2009, au recensement des oiseaux d'eau de mi-janvier.

Une bonne connaissance de la situation et des variations des effectifs des populations d'oiseaux est une condition essentielle pour garantir que les États membres de l'Union européenne transposent de façon suffisante les obligations de la Directive « Oiseaux » 2009/147/CE. A cet égard les États membres doivent rapporter l'implémentation de ladite directive selon son article 12. Le prochain rapportage - mis à un nouveau format et incluant pour la première fois l'obligation pour

chaque Etat membre de rapporter l'état de conservation de toutes les espèces d'oiseaux dont la venue est régulière et couvrant la période de 2008 à 2012 - est requis pour fin décembre 2013. Considérant ce qui précède, les résultats des recensements hivernaux luxembourgeois des oiseaux d'eau sont une composante importante pour compléter le rapportage à la Commission européenne.



Carte 1: les zones humides prospectées.

Tableau 1 : Secteurs prospectés et subdivisions des secteurs recensés au cours des différentes années de recensement (marqués par x).

Secteur (bassin versant)	Sous-unité (de – à resp. lieu-dit)	Année de prospection	2009	2010	2011	2012
Moselle	Frontière Schengen - Remich Pont		x	x	x	x
	Remich Pont - Wormeldange Pont		x	x	x	x
	Wormeldange Pont - Grevenmacher Pont		x	x	x	x
	Grevenmacher Pont - Wasserbillig Embouchure Sûre		x	x	x	x
	Gravières de Remerschen		x	x	x	x
Haute Sûre	Lac de la Haute Sûre		x	x	x	x
	Barrage du lac de la Haute Sûre – Heischtergrund		x	x	x	x
	Heischtergrund - Embouchure Wiltz				x	x
	Embouchure Wiltz - Ingeldorf Ponton				x	x
Sûre moyenne	Ingeldorf Ponton – Bettendorf Pont		x		x	x
	Bettendorf Pont - Wallendorf Pont				x	x
Sûre inférieure	Dillingen Pont - Rosport		x	x	x	x
	Rosport - Wasserbillig Embouchure Sûre		x	x	x	x
	Lac d'Echternach		x	x	x	x
Alzette supérieure	Schiffflange Brill		x	x	x	x
	Schiffflange Dumontshaff - Bergem Lameschmillen		x	x	x	x
	Roeser Pont - Hesperange Pont		x		x	x
Alzette moyenne	Gantebeensmillen - Clausen		x	x	x	x
	Beggen - Lorentzweiler Pont				x	x
	Lorentzweiler Pont - Mersch Pont				x	x
Alzette inférieure	Mersch Pont - Colmar-Berg Gare				x	x
	Colmar-Berg Gare - Ettelbruck Abattoir				x	x
	Ettelbruck Abattoir - Embouchure Alzette				x	x
Attert	Redange/Attert - Reichlange		x	x	x	x
	Useldange - Boevange/Attert		x	x	x	x
	Reichlange - Useldange				x	x
Syr	Syren - Mensdorf		x		x	x
	Uebersyren Etangs		x			
	Pléitrengerhaff Etang					x
Mess	Reckange/Mess		x			
	Roedgen Etang		x			
Ernz blanche	Imbringen Pont - Koedinger Brill		x			
	Fischbach Pafewiss - Heffingen Supp		x			
	Larochette		x			
Gander	Lannebur/Am Kessel		x	x	x	x
Our	Wallendorf - Vianden Barrage				x	x
	Vianden Barrage - Dasbourg				x	x
Ernz noire	Consdorfer Moulin			x	x	x
	Grundhof			x		

Matériel et méthodes

La méthodologie du recensement hivernal des oiseaux d'eau retenue par le groupe de travail ornithologique du Luxembourg s'oriente largement aux recommandations de *Wetlands International*. Elle prévoit un comptage annuel par site lors du week-end dont le dimanche se rapproche le plus du 15 janvier.

La standardisation du recensement hivernal garantit la comparabilité des résultats entre les comptages des différentes années. Ainsi les mêmes sites sont prospectés chaque année de la même manière (à pied, à vélo, en voiture...) et idéalement par les mêmes personnes.

A part les limitations dues à la luminosité, les observateurs n'ont pas reçu d'indication par rapport à l'horaire de passage. La seule exigence est de maintenir les conditions du recensement le plus proche possible entre les passages des différentes années. Aucun rapport de prospection à une autre date que celle retenue par la *Centrale ornithologique* n'est accepté. Des conditions météorologiques défavorables telles que la mauvaise visibilité due au brouillard ou le gel des plans d'eau et même des petites rivières sont enregistrées dans le formulaire réponse comme faisant partie intégrante du système de surveillance. Le formulaire réponse contient également des informations complémentaires par rapport aux conditions générales et les perturbations éventuelles du site lors de sa prospection.

Toutes les espèces d'oiseaux d'eau sont recensées telles que définies par Wetlands International (Delany & Scott 2002). La liste inclut entre autres les groupes, respectivement les espèces les plus significatives pour le Luxembourg dont notamment les grèbes Podicipedidae, le Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*, les ardéidés Ardeidae, les anatidés Anatidae, les rallidés Rallidae, les laro-limicoles Charadriiformes, mais les observations de petites espèces telles que le Martin pêcheur *Alcedo atthis* ou le Cincle plongeur *Cinclus cinclus* sont également notées. Les espèces néozoaires se reproduisant en nature telles que l'Ouette d'Egypte *Alopochen aegyptiaca* et la Bernache du Canada *Branta canadensis*, ainsi que les individus d'autres espèces échappés d'élevages sont également enregistrés. Les individus des espèces ayant un statut hybride dû à la coexistence d'oiseaux sauvages et d'individus échappés et/ou bâtards tels que le Canard colvert *Anas platyrhynchos* sont regroupés.

Les zones humides prioritaires du Luxembourg sont prospectées : notamment la Moselle et les gravières de Remerschen, ainsi que les trois secteurs de la Sûre, dont le lac de barrage d'Esch/Sûre et le lac d'Echternach. D'autres zones humides importantes à prospecter sont les rivières et leurs plaines alluviales telles que l'Alzette, la Syre, l'Our, l'Attert, l'Ernz blanche, l'Ernz noire, ainsi que la zone humide Lannebuer-Am Kessel. Pour les prospections, chaque zone humide a été divisée en sous-unités, tels que sites ou tronçons, dont la surface ou la longueur sont de taille inégale, mais dont la délimitation est évidente et facilement reconnaissable sur le terrain (tableau 1, carte 1).

La communication des résultats est également standardisée. Pour chaque site prospecté, le total des individus contactés par espèce est répertorié dans un formulaire standard qui est mis à disposition par et retourné à la coordination nationale (Centrale ornithologique). Parallèlement, les observateurs sont encouragés à encoder leurs observations avec la localisation la plus exacte possible dans le site Internet d'encodage « ornitho.lu ».

Etant trop vastes, la totalité des résultats sous forme d'effectifs par espèce, par année de prospection et par sous-unité de la zone humide ne peuvent être exposés dans la présente publication. Ainsi, les résultats sont présentés par secteur (bassin versant) sous forme de moyenne des effectifs pour les espèces d'oiseaux d'eau les plus communes et représentatives. Les valeurs minimales et maximales des individus contactés lors des différentes années sont également présentées, indiquant la variabilité de l'effectif. De cette façon, les secteurs les plus importants peuvent être identifiés par espèce. Les sous-unités de secteur présentant des effectifs remarquables ou des observations marquantes sont mises en évidence.

Afin de déterminer l'évolution dans le temps de l'effectif des espèces les plus représentatives, le logiciel TRIM (version 3.54) est utilisé. Ce logiciel permet d'utiliser également des données manquantes des sous-unités de secteur à l'aide d'estimations pour obtenir des indices annuels et les erreurs standard en utilisant la régression de Poisson (Van Strien et al. 2004). Les données du recensement hivernal des oiseaux d'eau sont enregistrées dans l'outil d'analyse des tendances BirdSTATs (Financement du design et de la programmation par la Commission Européenne via Royal Society for the Protection of Birds (RSPB), UK). Cette base de données open

source est utilisée pour la préparation et l'analyse statistique des données de comptages standardisés. Il est programmé pour exécuter automatiquement le programme TRIM en batch mode pour effectuer l'analyse statistique.

D'après l'évaluation de TRIM, les espèces sont classées dans une des cinq catégories suivantes selon la tendance générale de la courbe et son intervalle de confiance de 95%:

- Forte augmentation : augmentation significative de plus de 5% par année (critère: limite inférieure de l'intervalle de confiance > 1.05);
- Augmentation modérée : augmentation significative, mais inférieure à 5% par année (critère: $1.00 < \text{limite inférieure de l'intervalle de confiance} < 1.05$);
- Incertaine: fluctuations indiquant ni augmentation, ni régression significative (critère: l'intervalle de confiance inclut 1.00 mais la limite inférieure < 0.95 ou supérieure > 1.05);
- Régression modérée : régression significative, mais inférieure à 5% par année (critère: $0.95 < \text{limite supérieure de l'intervalle de confiance} < 1.00$);
- Forte régression : régression significative de plus de 5% par année (critère: limite supérieure de l'intervalle de confiance < 0.95).

Les estimations calculées par TRIM permettent la représentation graphique de l'évolution dans le temps des effectifs sous forme d'un index (en gras dans les graphiques qui suivent). Concernant la présentation des graphiques, l'indice de la première année du recensement servant de référence est mis à 100% et les indices des années suivantes varient en fonction des estimations calculées, se basant sur les résultats du recensement. Les erreurs standards (en pointillé) de la première année équivalent à 0, celles des autres années varient en fonction de la confiance à l'estimation calculée.

Résultats.

Evolution des effectifs

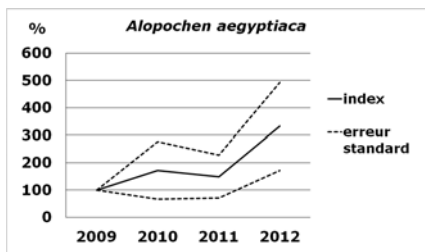


Diagramme 1 : Oulette d'Egypte (tendance : augmentation modérée, $p < 0.05$).

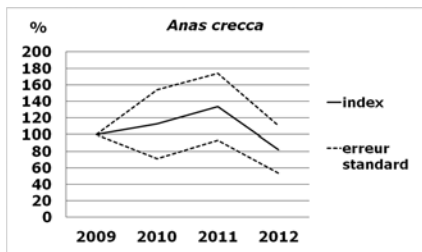


Diagramme 2 : Sarcelle d'hiver (tendance : incertaine).

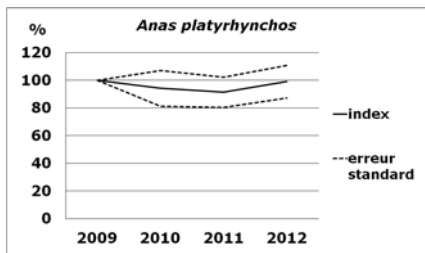


Diagramme 3 : Canard colvert (tendance : incertaine).

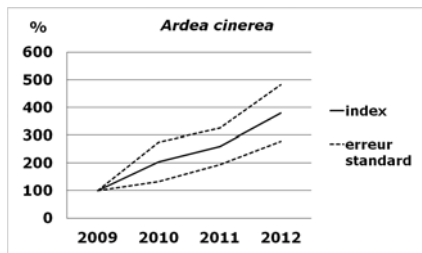


Diagramme 4 : Héron cendré (tendance : forte augmentation - $p < 0.01$).

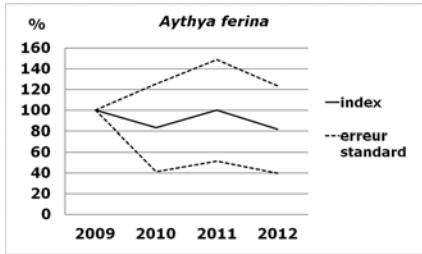


Diagramme 5 : Fuligule milouin (tendance : incertaine).

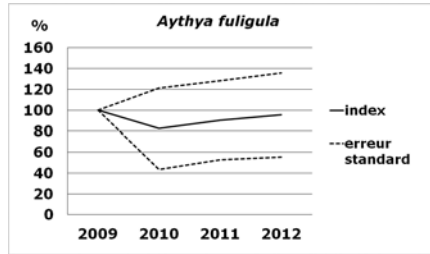


Diagramme 6 : Fuligule morillon (tendance : incertaine).

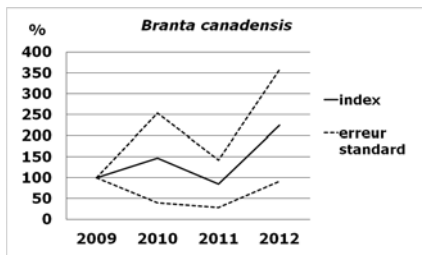


Diagramme 7 : Bernache du Canada (tendance : incertaine).

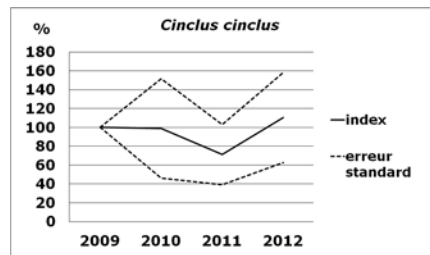


Diagramme 8 : Cincle plongeur (tendance : incertaine).

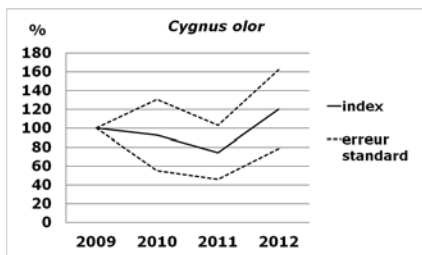


Diagramme 9 : Cygne tuberculé (tendance : incertaine).

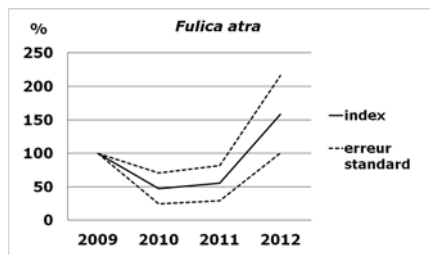


Diagramme 10 : Foulque macroule (tendance : incertaine).

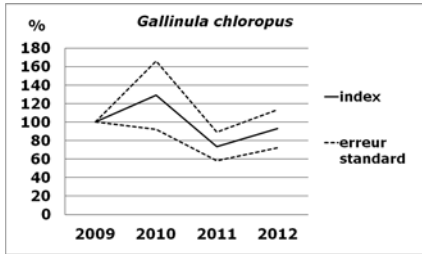


Diagramme 11 : Gallinule poule-d'eau (tendance : incertaine).

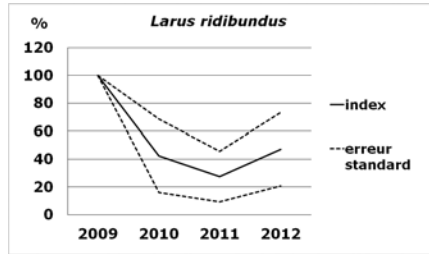


Diagramme 12 : Mouette rieuse (tendance : incertaine).

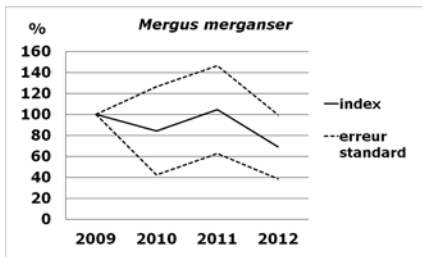


Diagramme 13 : Harle bièvre (tendance : incertaine).

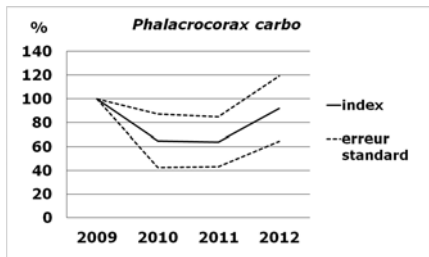


Diagramme 14 : Grand Cormoran (tendance : incertaine).

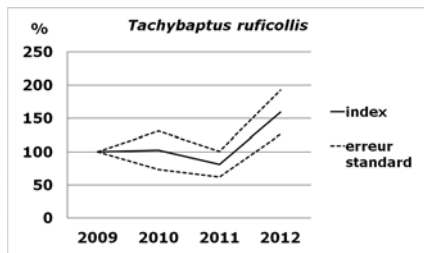


Diagramme 15 : Grèbe castagneux (tendance : incertaine).

48 espèces (ou taxons) ont été contactées lors de recensements hivernaux des oiseaux d'eau entre 2009 et 2012, dont différentes espèces moyennement à communément fréquentes et/ou abondantes (tableau 2), mais également des espèces rares ou des espèces mal couvertes par ce recensement (tableau 4).

L'abondance totale varie fortement entre les espèces. Ainsi le pourcentage des totaux par rapport à la totalité des individus recensés varie énormément selon les espèces (tableau 3).

Tableau 2: Moyennes (en gras) des effectifs des espèces les plus représentatives (les moyennes équivalentes à 0 ont été omises), ainsi que valeurs minimales et maximales (lignes 2 et 3) d'individus contactés.

	Moselle	Haute Sûre	Sûre moyenne	Sûre inférieure	Alzette supérieure	Alzette moyenne	Alzette inférieure	Attert	Syr	Our	Mess	Ernz blanche	Ernz noire	Lannebuer / Am Kessel
<i>Alcedo atthis</i>		1	1	2	1	1		1	1	2		1		
		0	0	0	0	0		0	0	0				
		4	3	3	1	2		1	1	3				
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	30	2	9	25	2		1			3				1
	19	0	0	0	0		0			1				0
	38	5	23	55	4		2			4				2
<i>Anas crecca</i>	6				265	17	5							
	0				210	0	0							
	18				340	50	10							
<i>Anas penelope</i>	21			1	3					1	1			
	2			0	0					0	0			
	45			3	6					1	2			
<i>Anas platyrhynchos & hybridés</i>	712	200	324	819	173	354	263	76	75	140	7	23	28	1
	542	28	241	769	126	183	256	29	21	85			10	0
	907	409	389	855	287	493	270	113	89	194			41	2
<i>Anas strepera</i>	42				1	1	1		1					
	8				0	0	0		0					
	99				4	2	2		2					
<i>Anser anser & hybridés</i>	47	5	2	42				3		5			7	
	0	2	0	30				0		1			6	
	92	8	3	48				10		9			7	

Tableau 2: Moyennes (en gras) des effectifs des espèces les plus représentatives (les moyennes équivalentes à 0 ont été omises), ainsi que valeurs minimales et maximales (lignes 2 et 3) d'individus contactés.

	Moselle	Haute Sûre	Sûre moyenne	Sûre inférieure	Alzette supérieure	Alzette moyenne	Alzette inférieure	Attert	Syr	Our	Mess	Ernz blanche	Ernz noire	Lannebuer / Am Kessel
<i>Ardea cinerea</i>	19	6	8	29	5	5	17	9	5	6		4		1
	8	0	4	10	2	1	12	4	0	6				0
	28	16	14	54	8	10	21	16	10	6				2
<i>Aythya ferina</i>	86		1	11		1								3
	70		0	3		0								0
	99		1	19		1								8
<i>Aythya fuligula</i>	179	1	1	6										1
	155	0	0	0										0
	187	1	1	14										1
<i>Branta canadensis</i>	44		1	1				1						
	27		0	0				0						
	72		1	1				4						
<i>Bucephala clangula</i>	17	1												
	4	0												
	30	1												
<i>Casmerodius albus</i>	1	3			1			1	5	1		1		
	0	0			0			1	0	0		0		
	2	8			1			2	5	2		1		
<i>Cinclus cinclus</i>		4	2	1		1	1	1		1		1	1	
		2	1	0		0	0	0		1			0	
		7	3	3		1	1	2		1			1	
<i>Cygnus olor</i>	149	3	7	50			1		1	4				
	95	0	3	32			0		0	3				
	225	12	10	65			1		2	4				
<i>Fulica atra</i>	100		3	36		5	3		3	1				1
	2		0	3		0	0		1	1				0
	507		6	60		19	5		6	1				1

Tableau 2: Moyennes (en gras) des effectifs des espèces les plus représentatives (les moyennes équivalentes à 0 ont été omises), ainsi que valeurs minimales et maximales (lignes 2 et 3) d'individus contactés.

	Moselle	Haute Sûre	Sûre moyenne	Sûre inférieure	Alzette supérieure	Alzette moyenne	Alzette inférieure	Attert	Syr	Our	Mess	Ernz blanche	Ernz noire	Lannebuer / Am Kessel
<i>Gallinula chloropus</i>	7	1	19	22	5	15	10		3	1	4		1	
	4	0	14	18	3	11	10		0	0			0	
	11	4	27	28	5	18	10		8	1			1	
<i>Larus ridibundus</i>	327			17										
	172			2										
	2599			35										
<i>Mergellus albellus</i>	11			1										
	13			0										
	14			1										
<i>Mergus merganser</i>	2	28	12	51						15				
	0	7	7	32						11				
	4	49	22	69						18				
<i>Phalacrocorax carbo</i>	301	55	11	82	14	14	37	13	6	25				
	160	2	0	40	0	9	32	1	0	12				
	516	148	30	115	19	22	41	26	6	38				
<i>Podiceps cristatus</i>	25	1		2										
	17	0		0										
	38	2		4										
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	34	18	53	67	1	5	26	1	2	2	2			
	16	0	34	48	0	0	9	0	1	1				
	56	31	84	107	1	11	43	2	2	2				

Tableau 3: Abondance totale du recensement (addition des moyennes des effectifs de tous les secteurs) par espèce et pourcentage de l'abondance par rapport à la totalité des individus recensés, toutes espèces confondues.

	Abondance totale	%
<i>Alcedo atthis</i>	8	0%
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	70	1%
<i>Anas crecca</i>	292	4%
<i>Anas penelope</i>	26	0%
<i>Anas platyrhynchos</i>	3194	47%
<i>Anas strepera</i>	46	1%
<i>Anser anser</i>	109	2%
<i>Ardea cinerea</i>	112	2%
<i>Aythya ferina</i>	101	2%
<i>Aythya fuligula</i>	187	3%
<i>Branta canadensis</i>	46	1%
<i>Bucephala clangula</i>	17	0%
<i>Casmerodius albus</i>	12	0%
<i>Cinclus cinclus</i>	12	0%
<i>Cygnus olor</i>	213	3%
<i>Fulica atra</i>	1052	15%
<i>Gallinula chloropus</i>	87	1%
<i>Larus ridibundus</i>	344	5%
<i>Mergellus albellus</i>	11	0%
<i>Mergus merganser</i>	107	2%
<i>Phalacrocorax carbo</i>	556	8%
<i>Podiceps cristatus</i>	28	0%
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	208	3%

Tableau 4 : Espèces rares et commentaires par rapport à des espèces mal couvertes par ce recensement.

Espèce	Commentaire
Canard pilet <i>Anas acuta</i>	Espèce très rare, mais peut être observée sur presque tous les plans d'eau
Canard souchet <i>Anas clypeata</i>	Très rarement des individus peuvent être observés en hiver
Oie des moissons <i>Anser fabalis</i>	Espèce régulièrement observée à un site, mais qui nécessite un suivi ciblée
Pipit spioncelle <i>Anthus spinoletta</i>	Espèce moyennement commune en hiver près des zones humides, mais mal couverte par ce recensement et qui nécessite une recherche ciblée
Fuligule nyroca <i>Aythya nyroca</i>	
Butor étoilé <i>Botaurus stellaris</i>	Observations régulières aux gravières de Remerschen; espèce très camouflée, dont le recensement nécessite une recherche ciblée dans des habitats potentiels
Bécassine des marais <i>Gallinago gallinago</i>	Espèce camouflée, dont le recensement nécessite une recherche ciblée dans des habitats potentiels
Goéland pontique <i>Larus cachinnans</i>	Espèce observée rarement, mais régulièrement en hiver à la Moselle
Goéland cendré <i>Larus canus</i>	Espèce observée rarement, mais régulièrement en hiver à la Moselle
Goéland leucophé <i>Larus michahellis</i>	Espèce observée régulièrement en hiver à la Moselle
Bécassine sourde <i>Lymnocyptes minimus</i>	Espèce très cryptique, dont le recensement nécessite une recherche ciblée dans des habitats potentiels
Bergeronnette des ruisseaux <i>Motacilla cinerea</i>	Espèce moyennement commune, mais mal couverte par ce recensement et qui nécessite une recherche ciblée
Râle d'eau <i>Rallus aquaticus</i>	Espèce assez farouche et mal couverte par ce recensement qui nécessite une recherche ciblée
Eider à duvet <i>Somateria mollissima</i>	Observation anecdotique
Tadorne de Belon <i>Tadorna tadorna</i>	Observations anecdotiques
Chevalier gambette <i>Tringa totanus</i>	Très rarement des individus peuvent être observés en hiver
Vanneau huppé <i>Vanellus vanellus</i>	Rarement des individus peuvent être observés en hiver

Discussion

Généralement, la tendance des effectifs mentionnée ci-dessous fait référence à l'analyse réalisée avec TRIM. Exceptionnellement, des comparaisons entre les effectifs des différentes années ont été exprimées. Dans ces cas, le plus grand soin a été porté de n'inclure que les résultats de secteurs prospectés chaque année.

En analysant espèce par espèce, le premier constat est l'omniprésence du **Canard colvert** lors de ces recensements hivernaux. Il s'agit de l'espèce la plus abondante et la plus fréquente des oiseaux d'eau : elle est contactée dans tous les secteurs et pratiquement dans toutes leurs sous-unités. Annuellement, l'espèce représente environ la moitié de tous les individus d'oiseaux d'eau enregistrés. La Moselle et la Sûre inférieure sont les secteurs les plus importants pour l'hivernation de cette espèce, abritant environ la moitié de la population nationale de cette espèce. D'autres secteurs importants pour cette espèce sont la Sûre moyenne et l'Alzette moyenne et inférieure. Alors que la tendance est incertaine, l'effectif du Canard colvert semble être assez stable sur les années avec peu de fluctuations et des erreurs standard faibles.

La deuxième espèce la plus abondante en termes d'individus est la **Foulque macroule** représentant en moyenne pour les années de 2009 à 2012 environ 15% du total des individus enregistrés. Il est intéressant de signaler que la majorité, environ 98% des observations de la Foulque sont notés à la Moselle et notamment aux gravières de Remerschen ou entre Schengen et Remich. Effectivement, en 2012 par exemple 1756 des 1832 individus de Foulque recensés sur le secteur de la Moselle étaient dans les gravières de Remerschen et pratiquement tous étaient sur l'étang dit « de natation ». La tendance est évaluée en tant qu'incertaine, comme l'effectif des hivernants de la Foulque macroule a présenté de fortes fluctuations. Les barres d'erreur traduisent que l'année 2012 était une année exceptionnelle pour cette espèce avec des effectifs pratiquement au double des autres années.

Le **Grand Cormoran** est la troisième espèce la plus abondante du recensement hivernal. Il évite les petites rivières, tandis que les plus grands nombres sont notés à la Moselle, la Sûre inférieure, la Haute Sûre, l'Alzette inférieure et l'Our. Il préfère les eaux stagnantes ou à écoulement lent pour rechercher sa nourriture. L'Our et la Haute Sûre par exemple étant assez proches d'un état naturel, le cormoran y est contacté pratiquement exclusivement aux grands plans d'eau tels que le lac de barrage de Vianden et le lac de barrage d'Esch-sur-Sûre. La tendance de l'effectif du Grand Cormoran étant incertaine, son effectif semble être stable. Le recensement hivernal présente des informations supplémentaires par rapport au recensement aux dortoirs (Proess et al. 2011) en donnant des indications par rapport aux eaux de pêche du Grand Cormoran au Luxembourg.

La quatrième espèce la plus abondante est la **Mouette rieuse** qui - lors du recensement hivernal des oiseaux d'eau - est uniquement enregistrée à la Moselle et à la Sûre inférieure, alors qu'en période de crues l'espèce peut être contactée dans tous les secteurs à inondations tels que la vallée de l'Alzette (Lorgé & Melchior 2010). Par contre les autres laridés, le Goéland leucophé, le Goéland pontique et le Goéland cendré sont contactés - lors du recensement hivernal - uniquement dans la vallée de la Moselle.

Le recensement hivernal indique que la vallée de l'Alzette supérieure avec la zone de renaturation *Dumontshaff-Lameschermillen* entre Schifflange et Bergem, ainsi que le *Brill* de Schifflange, est le secteur le plus important pour l'hivernation de la **Sarcelle d'hiver**, la cinquième des espèces les plus abondantes. Néanmoins, l'espèce peut être contactée dans de nombreuses autres zones humides (Lorgé & Melchior 2010). La population hivernante de la Sarcelle d'hiver semble être stable quoique les erreurs standard prononcées reflètent les effectifs forts fluctuants entre les années. La tendance est évaluée en tant qu'incertaine.

Le **Cygne tuberculé** étant également une des espèces les plus abondantes, les trois quarts sont recensés à la Moselle en hiver, dont notamment à l'Esplanade de Remich et les gravières de Remerschen. Un quart est contacté à la Sûre inférieure, notamment au barrage de Rosport ainsi qu'à l'embouchure de la Sûre à Wasserbillig. La tendance de l'effectif du Cygne tuberculé est incertaine, mais l'effectif semble rester stable.

La population hivernante des deux espèces de fuligule, le **Fuligule morillon** et milouin, est surtout inféodée à la Moselle. Tandis que le Fuligule morillon est contacté majoritairement entre Schengen et Wormeldange ainsi que dans les gravières de Remerschen, le Fuligule milouin est enregistré sur toute la longueur de la Moselle et même sur la Sûre inférieure, notamment au

barrage de Rosport et à l'embouchure de la Sûre dans la Moselle. Les tendances de deux espèces sont évaluées incertaines. Les effectifs totaux sont très stables pour ces deux espèces d'une année à l'autre. Par contre, comme les groupes ne sont pas contactés chaque année à la même sous-unité de prospection de la Moselle (et de la Sûre), cette variabilité se traduit dans les diagrammes avec de fortes erreurs standard qui ne reflètent pourtant pas la stabilité actuelle des effectifs de ces deux espèces.

Les secteurs les plus importants pour le **Grèbe castagneux** sont en ordre décroissant : la Sûre inférieure, la Sûre moyenne, la Moselle, l'Alzette inférieure et la Haute Sûre. Surtout les endroits à écoulement lent ou à eau pratiquement stagnante avec une végétation riveraine bien développée sont intéressants pour l'espèce: le lac de barrage de Rosport, la zone renaturée de la Sûre à la hauteur de Steinheim, la Moselle entre Schengen et Remich, la Sûre en aval d'Esch/Sûre, la Sûre entre Ingeldorf-Diekirch-Bettendorf, la Sûre en amont d'Erpeldange, l'Alzette entre Lorentzweiler et Colmar-Berg. En 2012, le Grèbe castagneux se distinguait par d'extraordinaires chiffres surtout dus à une augmentation au double de l'effectif à la Sûre inférieure entre Dillingen et Rosport, à la Sûre moyenne entre Ingeldorf et Moersdorf et à l'Alzette inférieure entre Lorentzweiler et Ettelbruck. Konter (2012) mentionnait déjà ce constat et l'attribuait à l'hiver 2012 plutôt doux et au succès de reproduction extraordinaire lors de l'été précédent. La tendance de la population hivernante du Grèbe castagneux est incertaine. Les effectifs restent généralement stables entre les années, sauf pour l'année de 2012, et les erreurs standards sont faibles.

Le **Héron cendré** est - après le Canard colvert - l'espèce la plus fréquemment constatée du recensement hivernal des oiseaux d'eau : il est contacté pratiquement dans toutes les zones humides. Concernant l'abondance, il est néanmoins difficile d'évaluer la population hivernante nationale de cette espèce, comme un grand nombre d'individus recherchent également la nourriture près de petits étangs et rivières ainsi que dans d'autres zones humides de faible taille et même dans des prairies fraîches à humides, non couvertes par ce recensement. L'analyse de la tendance de l'effectif indique pourtant une forte augmentation ($p < 0.01$) entre les années 2009 à 2012, allant de 100 à 380%. L'augmentation progressive et les faibles erreurs standards permettent en tout cas de conclure à une augmentation d'environ 280% (interprétation la plus pessimiste). Cependant, un échantillonnage de quatre années uniquement ne permet pas de conclure - sinon de façon trop hâtive - à une augmentation définitive et permanente du Héron cendré. Ce constat devra être analysé les années suivantes.

Les **Oies cendrées** observées au Luxembourg sont généralement des individus échappés de la captivité, voire souvent des bâtards avec la forme domestique. Plusieurs groupes d'individus aux effectifs parfois conséquents sont observés régulièrement, dont il faut surtout mentionner ceux de Remich, de Wasserbillig, de Rosport, de Bettendorf et du lac d'Echternach.

Lors du recensement hivernal, le **Harle bièvre** est surtout enregistré à la Sûre et à l'Our. Notamment la Sûre inférieure, spécialement entre Dillingen et Rosport, accueille environ la moitié de la population hivernante de cette espèce. Le lac de barrage de la Haute Sûre, la Haute Sûre entre Dirbech et Erpeldange, la Sûre moyenne entre Diekirch et Bettendorf, ainsi que le lac d'Echternach sont également importants pour l'hivernation de cette espèce. Potentiellement d'autres rivières non couvertes par ce recensement pourraient accueillir un certain nombre de Harles bièvres : la Wiltz, la Clerf et la Wark.

La **Gallinule poule-d'eau** est une espèce très fréquente du recensement hivernal et contactée pratiquement dans toutes les zones humides prospectées, mais à des effectifs assez faibles. Pourtant l'effectif de la population nicheuse de la Gallinule - le rallidé le plus fréquent du Luxembourg - est estimée cinq fois supérieure à celle de la Foulque macroule (Lorgé & Melchior 2010). Les résultats du recensement ne reflètent pas cette différence, bien au contraire. Dû à son habitus et son comportement plus farouche, il faut conclure que la méthodologie du recensement hivernal couvre mal cette espèce. Les effectifs fluctuent assez fortement et la tendance est évaluée incertaine.

L'**Ouette d'Egypte** et la **Bernache du Canada** sont deux espèces néozoaïres qui se reproduisent depuis 2007 respectivement depuis 2002 au Luxembourg. Concernant la Bernache du Canada, un groupe à effectif conséquent est annuellement recensé à la Moselle entre Schengen et Remich ou aux gravières de Remerschen. Un deuxième grand groupe de Bernaches nichant près de Basbellain n'est pas enregistré, car ces zones humides ne sont pas encore couvertes par le

recensement hivernal. Il serait donc important de couvrir ces zones également par une prospection lors des années futures. Les plus grands effectifs de l'Ouette d'Égypte sont enregistrés à la Moselle et à la Sûre inférieure. Mais cette espèce peut être observé pratiquement le long de toutes les rivières et dans toutes les zones humides. De façon générale, les Ouettes sont contactées en couple, mais des groupes allant jusqu'à la vingtaine lors du recensement hivernal (et même au-delà hors de ce recensement) sont aussi possibles. Le recensement hivernal ne permet pas de s'exprimer pour le moment quant à la tendance de la Bernache du Canada : les effectifs fluctuent fortement. Par contre, l'analyse de la tendance de l'effectif de l'Ouette d'Égypte fluctuant également légèrement - indique une augmentation modérée ($p < 0.05$), allant de 100 à 330% entre 2009 et 2012. Même si les erreurs standards de l'analyse permettent également une estimation plus pessimiste d'une augmentation de 170%, il s'avère par contre que le nombre d'Ouettes contactées en 2009 était de 35, tout en augmentant, ce nombre arrive en 2012 à 122 individus.

Lors du recensement hivernal, les trois espèces de canard suivantes, le **Canard siffleur**, le **Canard chipeau** et le **Garrot à œil-d'or** sont contactées majoritairement à la Moselle et aux gravières de Remerschen. Leurs effectifs sont fortement fluctuants d'une année à l'autre, si bien qu'une analyse de leurs tendances avec TRIM est impossible.

Il en est de même pour le **Harle piette** et le **Grèbe huppé**, dont les effectifs sont tellement localisés qu'une analyse avec TRIM est impossible. Les observations du Harle piette, une espèce de l'annexe I de la directive 200/147/CE, se font pratiquement exclusivement à la Moselle entre Schengen et Remich ainsi qu'aux gravières de Remerschen. Celles du Grèbe huppé se font surtout aux gravières, mais également à la Moselle, aux lacs de barrage de Rosport et de la Haute Sûre. Toutes les zones humides propices à ces deux espèces sont annuellement prospectées si bien qu'une comparaison directe des effectifs est possible. Quoique les effectifs soient fluctuants entre les années, il semble que leurs populations soient stables.

Le nombre d'observations de **Grandes Aigrettes** a augmenté de façon spectaculaire les dernières années. Cependant, les effectifs contactés lors du recensement hivernal sont très fluctuants d'une année à l'autre le long des secteurs prospectés. Ainsi, il est difficile de s'exprimer sur l'évolution de leur effectif dans le cadre de ce recensement sans inclure encore des zones humides supplémentaires, soit d'attendre les résultats hivernaux des années futures. De façon générale, l'analyse des tendances des espèces confirme qu'il faut récolter encore plusieurs années des données hivernales pour aboutir à des conclusions plus claires et des tendances plus évidentes et statistiquement valables.

Toutefois, il découle des résultats de ce recensement que la Moselle et en second lieu la Sûre inférieure sont les secteurs aux plus hauts effectifs d'oiseaux d'eau. Mais le Canard colvert et la Foulque macroule représentent à eux seuls presque les deux tiers de tous les individus contactés. Pourtant, il ne faut pas négliger la détectabilité des espèces : le Canard colvert et la Foulque macroule sont des espèces facilement détectables. D'autres espèces ont des moeurs farouches ou un habitus camouflé, ou encore sont de faible taille et donc mal couvertes par ce recensement en raison de sa méthodologie (tableau 4). Ainsi, ce recensement est inadapté pour évaluer les effectifs et les tendances des espèces telles que le Pipit spioncelle, la Bergeronnette des ruisseaux, la Bécassine sourde, le Butor étoilé et autres. Ceci est particulièrement vrai pour le Butor, une espèce de l'annexe I de la directive 2009/146/CE. A cause de ses moeurs farouches et de son plumage de camouflage, il faut prévoir une surveillance spécifique et peu compatible avec la méthodologie du recensement hivernal. Pour d'autres espèces, tels que le Cincle plongeur, les analyses TRIM semblent indiquer une certaine stabilité dans l'évolution de l'effectif, mais il faudrait inclure d'autres secteurs propices à l'espèce pour se prononcer : notamment des rivières des Ardennes et du Grès de Luxembourg.

Pour la protection des oiseaux d'eau, la Moselle avec les gravières de Remerschen, ainsi que la Sûre inférieure seraient prioritaires. Tandis que les gravières de Remerschen ainsi que le lac de la Haute-Sûre, la vallée supérieure de l'Alzette, la vallée de la Syre, la vallée de l'Ernze blanche et Lannebuer / Am Kessel sont classés zones de protection spéciale selon la directive 2009/147/CE, la Sûre inférieure, importante pour bon nombre d'espèces dont notamment le Grèbe castagneux et le Harle bièvre, ainsi que le Martin pêcheur, le Grèbe huppé et le Fuligule milouin, n'a pas encore de pareil statut, ciblé sur la protection des oiseaux d'eau. Une grande partie de

la Sûre inférieure est toutefois déjà classée zone spéciale de conservation selon la directive 1992/43/CEE dont les objectifs de conservation sont également bénéfiques aux oiseaux d'eau.

Remerciements

Un grand merci à tous les bénévoles ayant participé et ayant mis à disposition leur temps libre. Les participants de ce recensement sont (e.o.a.) : Liette Aschmann, Mikis Bastian, Gilles Biver, Henri Bohaty, Sandra Cellina, Jos Conter, Michel Delleré, Françoise Donnay, Raymond Gloden, Jean-Marie Haas, Claude Heidt, Alan Johnston, Pierre Jungers, Marie Kayser, Fernand Kinnen, Steve Klein, André Konter, Maria Konter, Gast Kremer, Gilbert Laroche, Patric Lorgé, Coby Meester, Edouard Melchior, Mireille Molitor, Sonnie Nickels, Norbert Paler, Michèle Paler, Manfred Röttcher, Jim Schmitz, Jakob Smole, Raymond Streicher, Marc Theis, Jean Weiss, Claude Wolff, Isabelle Zwick

Littérature

- Konter A. (2012): Die ornithologische Entwicklung der Sauer bei Steinheim seit Abschluss der Hochwasserschutzmassnahmen. *Regulus* WB 27: 54-72.
- Lorgé P. & E. Melchior (2010): Die Vögel Luxemburgs. LNLV.
- Proess R., T. Keller & P. Lorgé (2009): Der Kormoran *Phalacrocorax carbo sinensis* in Luxemburg. *Regulus* WB 24: 1-21.
- Van Strien A., J. Pannekoek, W. Hagemeijer & T. Verstrael (2004): A loglinear Poisson regression method to analyse bird monitoring data *in*: Anselin, A. (ed.) Bird Numbers 1995, Proceedings of the International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council, Pärnu, Estonia. *Bird Census News* 13 (2000): 33-39.

Phenological Time-Series of Bird Migration: Eleven Years of Monitoring at a Site in Luxembourg

Philip L.G. Birget, philipbirget@gmail.com

Zusammenfassung: **Phänologische Zeitserien der Vogelmigration: Elf Jahre Monitoring an einem luxemburgischen Standort**

Diese Studie fasst die Migrationsphänologie vom Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*, Sumpfrohrsänger *A. palustris*, Schilfrohrsänger *A. schoenobaenus*, Zilpzalp *Phylloscopus collybita*, Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*, Gartengrasmücke *S. borin*, Singdrossel *Turdus philomelos*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula* und Rohrammer *Emberiza schoeniclus* zusammen. Die Daten wurden über die letzten 11 Jahre in einem Naturschutzgebiet von der Beringungsstation Uebersyren gesammelt. Jede Art hat ihre spezifische Phänologie, welche unter anderem von Ereignissen wie post-juveniler Verstreuung und Zug nordischer Populationen beeinflusst ist. Diese Arbeit kann als Basis für weitere Studien und Naturschutzmaßnahmen im Gebiet und darüber hinaus dienen.

Résumé : **Séries phénologiques de la migration des oiseaux : Onze années de monitoring sur un site luxembourgeois**

Le but de cette étude était de représenter la phénologie migratoire avant tout de la Rousserolle effarvate *Acrocephalus scirpaceus*, de la Rousserolle verderolle *A. palustris*, du Phragmite des joncs *A. schoenobaenus*, du Pouillot véloce *Phylloscopus collybita*, de la Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla*, de la Fauvette de jardins *S. borin*, de la Grive musicienne *Turdus philomelos*, du Rouge-gorge *Erithacus rubecula* et du Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus*. Les données sont le fruit de 11 ans de baguage dans une zone humide protégée à Uebersyren, Luxembourg. Les différentes espèces ont des phénologies spécifiques qui sont influencées entre autres par des événements comme la dispersion post-juvénile et la migration de populations nordiques. Ce travail peut servir de base pour des actions de conservation et des études scientifiques futures.

Abstract

This work offers a fine-scale look at the migration phenology of predominantly the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*, the Marsh Warbler *A. palustris*, the Sedge Warbler, the Chiffchaff *Phylloscopus collybita*, the Blackcap *Sylvia atricapilla*, the Garden Warbler *S. borin*, the Song Thrush *Turdus philomelos*, the Robin *Erithacus rubecula* and the Reed Bunting *Emberiza schoeniclus*. These data are the yield of an 11-year survey in a wetland reserve in Luxembourg by the Ringing Station Uebersyren. The different species show very different migration phenologies which may be due among others to events like post-juvenile dispersal and migration of northern populations for which some evidence is found in this dataset. This work may serve as a basis for further research as well as for conservation practices at that site and beyond.

Introduction

Migration is an event of central importance for the great majority of bird species breeding in Europe. It is also an evolutionarily very interesting phenomenon with bird populations moving to new environments in which different selection pressures operate and where probably the biggest selection pressure of all is imposed by the journey itself. The ecological dimension of bird migration is another poorly studied subject. For example, we know little about how European birds integrate into the local community at their wintering grounds. Stopover sites represent another focal point of migratory ecology. They have a high conservation value because they serve as 'stepping stones' for migratory birds where resting and re-fuelling behaviour occurs (Bayly 2006, Jenny & Schaub 2000). They also represent sites where new avian communities are assembled at almost a daily rate, which may have important influences on general ecosystem functioning. Migrants may interact with each other and with local birds at stopover sites in a context of intraspecific and interspecific competition, including predation as well as parasite and disease transmission. As each species has its own specific migratory behaviour which is rather resistant to change across time, the renewed migratory community assembly at any point in time in a specific geographical location is highly predictable each year. To study ecological interactions, the prime variable is the abundance (in terms of number of individuals) of a certain species at a certain point in time. As ecological interactions take place on very short time scales, analyses of species abundance dynamics should be as fine-scaled as possible. The dataset available is however a function of sampling effort with more effort being required to obtain ever finer scales. In consequence, such datasets exist for very few ecosystems and many ecological studies must hence rely on rough proxies, especially for macro-ecological communities. This paper is an attempt to counter this relative lack of data by offering a high quality reference data set. Based on ringing data, I tracked the bird community at a stopover site in Central Europe for the last eleven years and provide a consensus abundance time-series for the most common migratory species of a wetland ecosystem. Our dataset is the result of an eleven year-long sampling effort and includes data of near to 100'000 individual birds, thereby providing the opportunity to gain detailed insight into ecological dynamics of the migratory bird community. Equivalently, these time-series are of great importance for any conservation effort carried out in this particular biotope. As species are present at different times in different numbers at a particular location, knowing which species will be affected by an intervention at a certain point in time is crucial. More generally, this is equally interesting for bird ringers and bird watchers, providing them clear guidance on which birds to expect during any season.

Methods

This paper considers ornithological data gathered by the bird ringing station in the 10 ha reserve Schlammwies (Lat: 49.63°N, Long: 6.27 °E), which is part of the Special Protection Area "Vallée de la Syre de Moutfort à Roodt/Syre". The main catching biotope consists of reed beds (where *Phragmites australis* is the dominant species), but also hedge biotopes in immediate vicinity to the reed beds. Bird ringing in this reserve has started before 2001 however it has only been carried out with a regular effort since that year. Birds are caught all over the year in Japanese mist nets, then identified, ringed, weighed and measured. Ringing sessions take place every three to four days, though ringing activity has in general increased from 2001 to 2012, mainly due to a higher number of volunteer helpers and increased financial support. All the species at the focus of this paper have been caught using tape-lures during the summer months and most of the species present in autumn, winter and early spring are attracted by the feeding opportunities offered by the reserve.

The data utilised in this analysis are organised to provide the number of individuals per species per day. The results from multiple days were binned into pentads (a sequence of five days). To simplify, I assumed that each month had six pentads, irrespective of whether a month had a total of 28, 29, 30 or 31 days. This practical solution was not expected to affect the interpretation of the graphs, even not in a year with 28 days in February as the end of this month lies outside the main migration period of most species considered. The aim of this paper is to describe the change in influx of new individuals to the site as time progresses, hence only the first catching event of each bird was recorded so that each individual is only present once in a par-

ticular year. This method was applied for each single year. To summarize the data for each species, I added up the results of a same pentad across all eleven years. The best way of representing migration dynamics is by plotting the total number of individuals per pentad against time. When considering all years combined, the number of ringing sessions per pentad is approximately equal, which made them comparable and smoothed out the migration curves. The most rigorous approach would have been to plot the average abundance per pentad across years which would have had the additional advantage of providing error bars. Unfortunately, ringing activity has been too unequal over the years in each particular pentad for this method to be applicable.

This analysis was done for the most common migratory species in the reserve: Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*, Sedge Warbler *A. schoenobaenus*, Marsh Warbler *A. palustris*, Blackcap *Sylvia atricapilla*, Garden Warbler *S. borin*, Robin *Erithacus rubecula*, Whitethroat *S. communis*, Chiffchaff *Phylloscopus collybita*, Reed Bunting *Emberiza schoeniclus* and Grasshopper Warbler *Locustella naevia*. Bird species for which abundant data are available, but where the catch size depends too much on sampling effort (like the Barn Swallow *Hirundo rustica* subject to roost ringing) or sampling method (birds highly attracted by tape-lures like the Quail *Coturnix coturnix*, the Skylark *Alauda arvensis* or the Wryneck *Jynx torquilla*) were excluded from the analysis as the resulting time series are more likely to represent activity of the ringing station rather than actual migration.

Though the title suggests that the study included only migratory birds, local breeding birds were not excluded from the analysis, which however make up only a small percentage of all birds caught. This facilitated the comparison of the relative size of the migratory influx and the size of the local population and also permitted to define clear limits when a particular incoming migratory movement started or ended. Most local birds of the species considered are present between March and end of July, i.e. though spring migration may be affected to some extent by their return, autumn migration remains largely unaffected. This study utilized a total of 99'298 records of first capture data.

Results

Reed Warbler

The Reed Warbler was the most common migratory species caught in the reserve after the Barn Swallow. This species was caught on both spring and autumn migration, with spring migration figures being at least six times lower than those of autumn migration. The influx of autumnal migrants started around the 20th of July. The single peak in autumn migration was approached exponentially and reached around the 15th of August after which an exponential decrease took place with numbers getting very low after the 15th of October (Fig.1). The distinct peak observed in May is partially due to one big catch in 2006 where extraordinary weather conditions caused an emergency landing of a migratory flock. In other years, the peak was far less prominent, but its timing in the third pentad of May was confirmed. This suggests a very concentrated and intense spring migration.

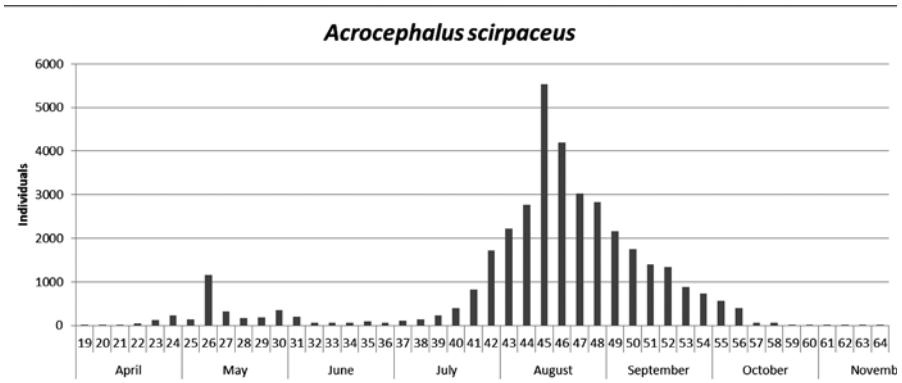


Fig. 1: Migration phenology of the Reed Warbler, grand total from 2001 to 2012.

Marsh Warbler

The Marsh Warbler showed a rather different migratory phenology to its close relative, the Reed Warbler: the autumn migration started with a significant step-wise influx of birds around the 10th of July, a peak being reached at the end of July/beginning of August (Fig.2). The Marsh Warbler's migration curve was much less 'pointed' than the Reed Warbler's and numbers of migrants remained relatively high from July to August. The data for the spring migration showed an increase of migrants all the way up to the end of May. Compared to the Reed Warbler, the graph was significantly shifted to the left with a less prominent peak being reached around 20 days earlier. It is remarkable that the end of spring and the start of autumn migration were located so close in time to each other with barely a month in between both.

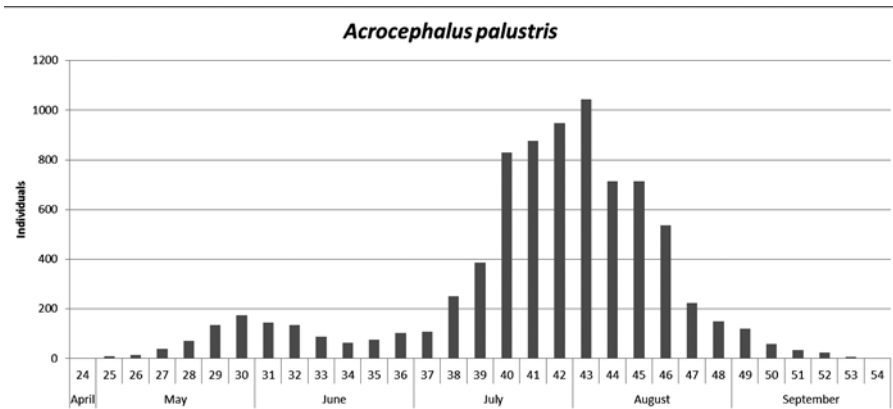


Fig. 2: Migration phenology of the Marsh Warbler, grand total from 2001 to 2012.

Sedge Warbler

The Sedge Warbler was caught in much lower numbers than either the Reed or the Marsh warbler. Despite occasional breeding attempts and presences of birds during the breeding season over the last few years, this species is not a typical local breeding bird. Hence, with some certainty, it can be said that first autumn migrants entered the reserve between the 5th and 15th

of July (Fig.4). The number of migrants increased until reaching a peak around the 20th of August. The decrease afterwards was interrupted by a slight increase at the beginning of September which could well represent the migration of more northern populations. After the 5th of October, only very few individuals were caught. The spring migration showed a slight peak around the 25th to 30th of April, and thereby preceded the spring migration of both Marsh and Reed Warbler in the reserve.

Acrocephalus schoenobaenus

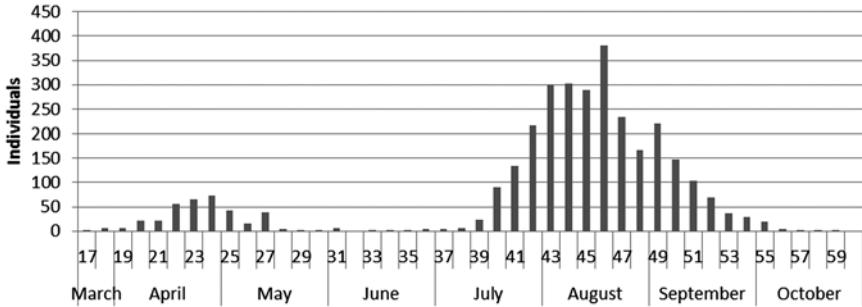


Fig. 3: Migration phenology of the Sedge Warbler, grand total from 2001 to 2012.

Blackcap

The Blackcap is another of the main migratory species in the reserve. The pattern observed after July can be portioned into two separate phases with i) a relatively constant inflow of birds from beginning of July to the 20th of August, and ii) the actual autumn migration starting thereafter (Fig.5). This initial increase most likely represented post-juvenile dispersal, which is supported by the fact that most of the birds caught in that period were indeed juveniles. In the main autumn movement, the peak was reached around 20th to the 25th of September, but numbers remained high in the following three pentads. The Blackcap was still being caught regularly during the following month. The spring migration was well characterised, starting at the end of March with a peak being reached in the last pentad of April.

Sylvia atricapilla

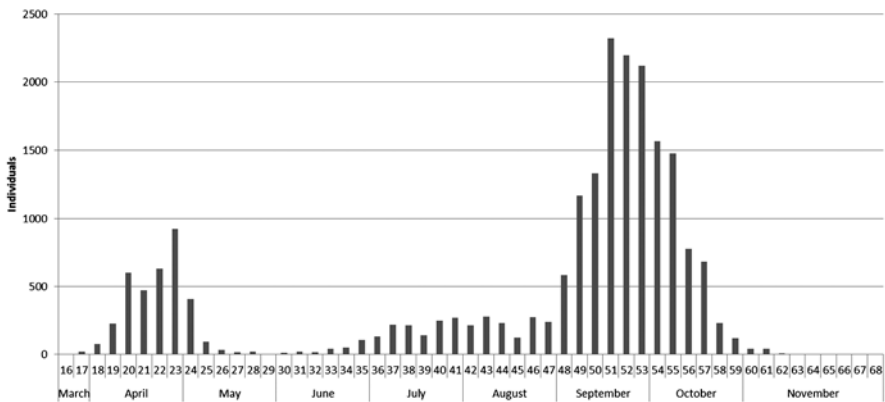


Fig. 4: Migration phenology of the Blackcap, grand total from 2001 to 2012.

Garden Warbler

The numbers of Garden Warblers were almost ten-fold lower than those of the Blackcap. The evidence for post-juvenile dispersal was much less clear than for the Blackcap though the tail to the left of the main autumn migration was longer and thicker than the tail to the right of the peak, characterising the early inflow of juvenile birds and thereby suggesting at least some degree of post-juvenile dispersal (Fig.6). The peak of the autumn migration was situated at around the 10th of September, two weeks before the peak of its closest relative, the Blackcap. The records for the spring migration display a peak reached between the 5th and 10th of May, later than for the Blackcap.

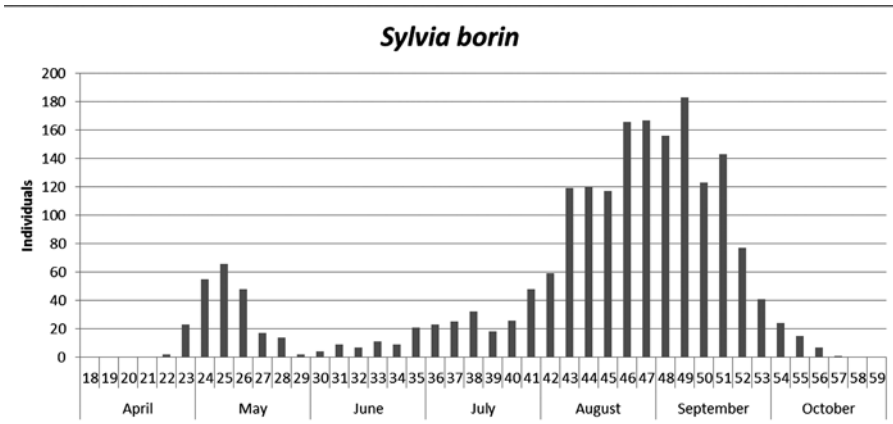


Fig. 5: Migration phenology of the Garden Warbler, grand total from 2001 to 2012.

Whitethroat

The Whitethroat was the third of the *Sylvia* species for which the ringing station had enough data to make conclusions about its migratory phenology. Similar to the Garden Warbler's phenology, the tail to the left of the peak was more important than the tail to the right which suggests post juvenile dispersal; the peak of the autumn migration was reached at the beginning of September and the main migration movement ended at the beginning of October (Fig.7). Spring migration peaked at the beginning of May, one pentad earlier than for the Garden Warbler.

Sylvia communis

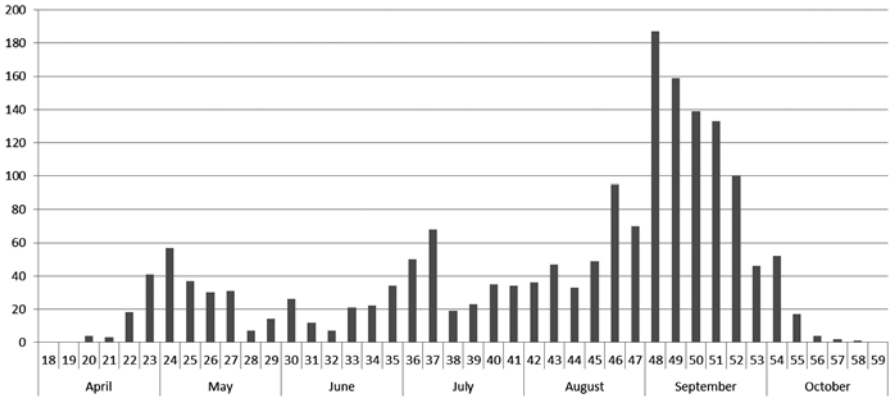


Fig. 6: Migration phenology of the Whitethroat, grand total from 2001 to 2012.

Robin

The autumn migration of the Robin marked the last substantial migratory movement of each year. Autumn migration started off slowly at around the 20th of August, exponentially increasing until reaching a peak at mid-October (Fig.8). There were less important additional peaks at the second last pentad of October and the beginning of November which briefly interrupted the continued decrease. This could be due to migration of more northerly or north-easterly populations. There was a constant presence of non-local Robins during the winter months, which even exceeded the presence of locals during the breeding season and the summer. Spring migration reached a peak between the end of March and the beginning of April.

Erithacus rubecula

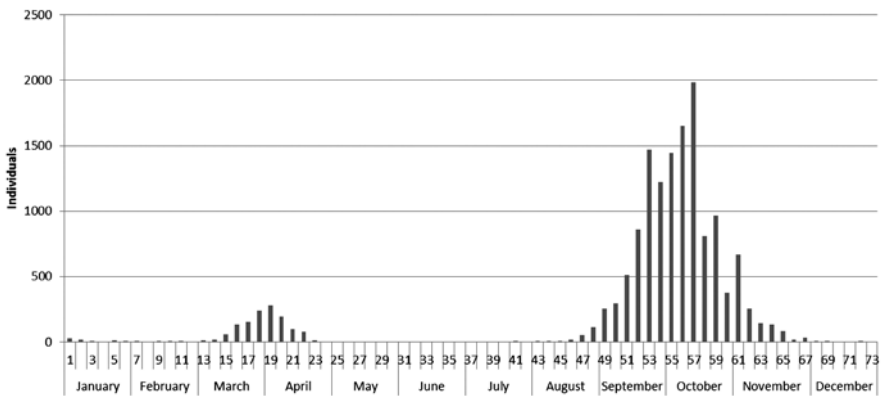


Fig. 7: Migration phenology of the Robin, grand total from 2001 to 2012.

Chiffchaff

The migration phenology of the Chiffchaff was particular with a well-developed post juvenile dispersal event that started in July and held on until the end of August (Fig.9). After a period of lower catch rates in the last two pentads of August and the first two pentads of September, the actual autumn migration started off, with a peak being reached around the 15th of October. Thereafter, migration decreased reaching very low levels after the 5th of November. Spring migration started around the 10th of March, peaked around the end of March and thereafter decreased quickly until the end of April.

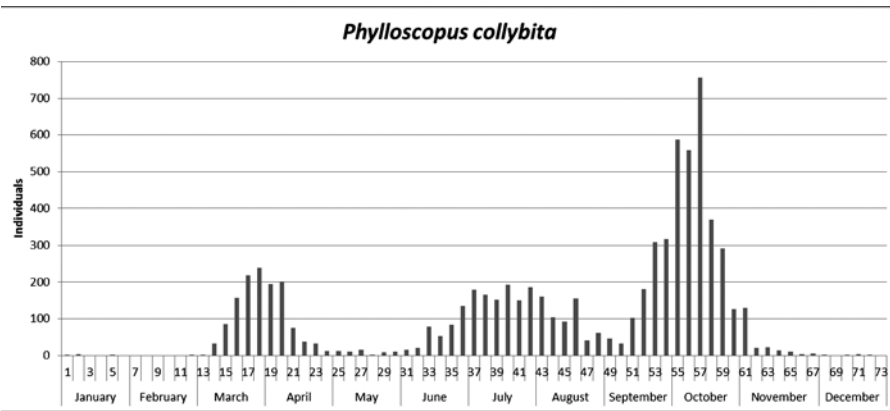


Fig. 8: Migration phenology of the Chiffchaff, grand total from 2001 to 2012.

Grasshopper Warbler

The Grasshopper Warbler is a species that breeds locally and that shows extensive migration through the reserve. The autumn migration started just after the 15th of July, reached a peak around the 20th of August after which it declined reaching moderate levels at the beginning of October (Fig. 10). In the declining phase a slight increase occurred in the 4th pentad of September which could mark the influx of northern individuals. Numbers were rather low during spring migration and a peak was reached around the 25th of April.

Locustella naevia

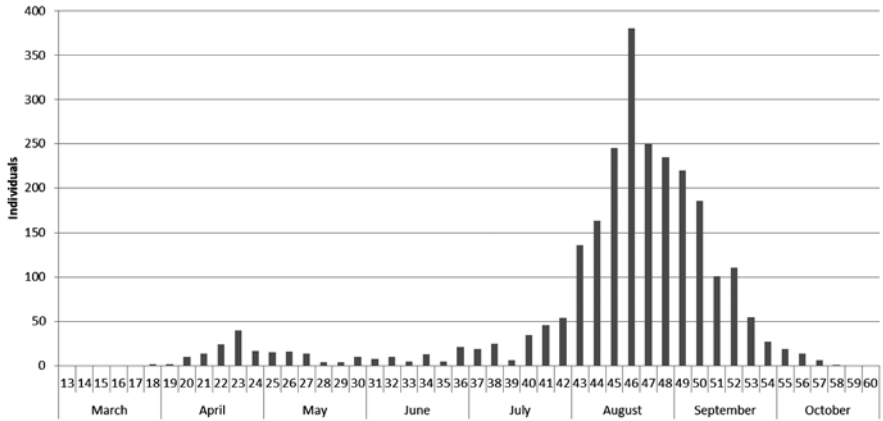


Fig. 9: Migration phenology of the Grasshopper Warbler, grand total from 2001 to 2012.

Song Thrush

The records for the Song Thrush suggest that the autumn migration took place from mid-September to mid-November with a distinct peak being reached between 5th and 15th of October (Fig. 10). There seemed to be some degree of post-juvenile dispersal in July and August before the actual migration started. Spring migration took place between the 5th of March and the 25th of April.

Turdus philomelos

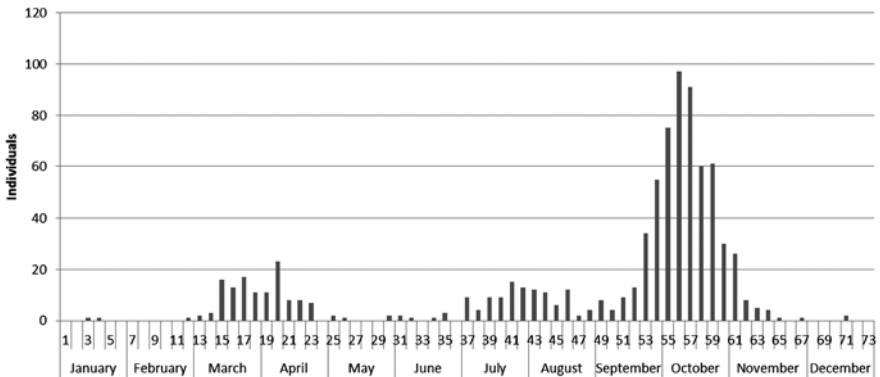


Fig. 10: Migration phenology of the Song Thrush, grand total from 2001 to 2012.

Reed Bunting

The Reed Bunting was particular in the way that spring migration seemed to be more extensive than autumn migration (Fig.12). In addition, the period between end of June and end of July was characterised by a significant influx of juveniles. The actual autumn migration started off later, after the beginning of September and reached a peak at the end of October after which a rapid decrease took place. Some rare individuals arrived later and may have stayed over winter in the reserve.

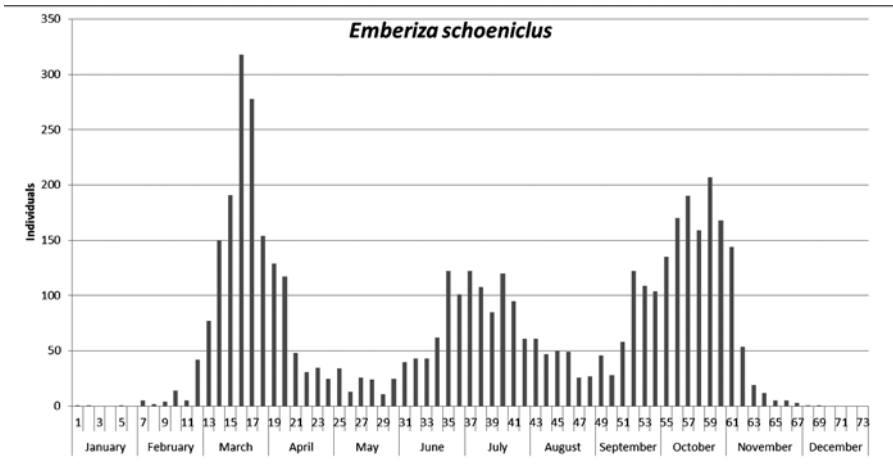


Fig. 11: Migration phenology of the reed bunting, grand total from 2001 to 2012.

Discussion

The graphs shown in this paper give a detailed insight into the migratory habits of the most common bird species that use the reserve Schlammwies as a stopover site. These results can be generalised to some extent to other wetlands in the same geographic region which are likely to receive much the same migratory influx as the Schlammwies reserve does. In that fashion, this dataset provides an important basis for other ecological studies in this particular type of biotope. However, studies of migratory dynamics based on ringing have their limits. Of primary importance is ringing activity, which in this research has increased substantially from 2001 (5,690 birds caught per year- recaptures included) to 2012 (30,784 birds per year). As a consequence, later years with more birds caught contribute most to the plots of the results section. Adding up all years is however a good method to average out the details of ringing activity across years: considered over ten years, there has been extensive ringing activity during every single pentad of the year to deliver a sufficiently precise picture of the migratory phenology of the species of interest in this paper. None of the graphs shows major indentations (a gap in the general trajectory) and most data points follow each other smoothly. One may take both facts for good arguments in favour of correct results by this study. Nevertheless, most plots probably have somewhat over-exaggerated the relative abundance of birds during the period where ringing activity was most intense, namely during the summer months (July- September). This will inflate the difference in relative abundance on the y-axis, for example the difference between the maxima in spring and autumn migration, but it is not thought to affect the actual timing of migration as established here. This is well illustrated in the plot of the Reed Bunting: spring migration of Reed Buntings is easily monitored by catching individuals on winter feeding sites, whereas in autumn migration, birds are more difficultly caught in mist nets installed in the reed bed without specific concentrating factor.

Another factor is variation in migration phenology during the study period: taking the grand total over eleven years assumes that the migration phenology has been constant over that time period, which is debatable regarding the varying recent influence of climate change on bird migration habits (Visser & Both 2005). However, most data points were contributed in the last five to six years whereas most studies that found significant changes in migration phenology due to climate change considered time periods of more than 20 years (e.g. Cotton 2003), hence any variation in our dataset across years is probably small. Unfortunately, sampling at our ringing station has not been extensive enough to make valuable inferences about changes in migration dynamics across time.

In spite of the limitations of the data set, some interesting conclusions can be drawn from the representations of migration phenologies concerning the biology of each species. First, for almost every species, there is a clear difference in the total quantity of birds caught between spring and autumn migration which has biological reasons: i) autumn migration includes juveniles born in the year of which generally more than 70 % die during their first migratory journey (Berthold 2008) and that will not return in the next spring migration, ii) migration is not without risk for adult birds, too, and part of them will die en route, partially also due to old age, iii) spring migration takes place in a smaller time frame and with higher migration speeds as birds hurry to get to their breeding grounds. The first two factors cause the maximum number of birds that can be caught during spring to be much lower, the third factor reduces the 'catchability' of birds during spring migration.

Second, based on the degree of symmetry, there are clear differences in the shape of phenologies between species. Concentrating on autumn migration, the catch distribution of *Acrocephalus* warblers as well as that of the Grasshopper Warbler tends to have a steep increase on the left of the peak, but a relatively extended tail on the right. This means that during the whole autumn migration period in which the species *can* be found in the reserve, most individuals pass through early. The opposite seems to be the case for *Sylvia* warblers, where the autumn part of the graph tends to tilt to the right with a relatively longer tail to the left. In contrast, the Robin's, the Chiffchaff's and the Song Thrush's main autumn movement appears to be more symmetric. The Reed Bunting displays yet a third type of asymmetry with a longer tail to the left and a very sudden drop on the right.

It is not the aim of this paper to list all factors that determine each species' particular phenology in Luxembourg. More generally, those differences in migration phenology shape may be generated by a combination of three factors:

- 1) General species or population-specific timing of the migration: birds that typically migrate early, can still sustain themselves in late summer/autumn whereas later migrators may face an increasingly hostile environment to the end of their migration period (Schaub & Jenni 2001).
- 2) Numbers and geographic origin of populations that pass through the reserve: the more geographically different populations migrate through the reserve and the longer the gap between the population-specific departure times, the longer the tail to the right (Hüppop & Hüppop 2004). The renewed increase in individuals after a long period of decline as we see it in the migration phenology of the Grasshopper Warbler, the Robin, the Whitethroat and the Sedge Warbler provides some evidence for the influx of new populations whose origins are probably located more northerly or north easterly than those of the previous migrants.
- 3) Age or stage-structure in the population: generally juvenile birds have a different migratory behaviour than adults (Hüppop & Hüppop 2011). In dependence of the relative size of each subpopulation, this contributes to generate the pattern observed for each species

In addition, this study found some evidence for one other phenomenon, post-juvenile dispersal, in the Song Thrush, the Chiffchaff, the Reed Bunting, the Blackcap and to some extent in other *Sylvia* warblers. The records show that the large majority of individuals that make up the migration waves were juveniles. It could be argued that the increase observed was essentially due

to the birth of local juveniles. There are however two reasons to dismiss this idea, a) wetlands are not the typical habitats of five of the six species, it seems therefore unlikely that such high numbers of juveniles should suddenly arise from local sources, and b) in all species there was a clear decrease in influx of new individuals after almost a month of higher numbers, demonstrating the lag between the appearance of the local juveniles and an inflow of the first migrants. Though post-juvenile dispersal could not be directly identified for the other species, this does not mean that it was not present in them. For instance in species like the *Acrocephalus* warblers and the Grasshopper Warbler, autumn migration generally started relatively early: as a consequence, post-juvenile dispersal and main autumn migration could not be disentangled because they fused into one massive movement. The presence of a 'cryptic' post-juvenile dispersal could have contributed to the asymmetry observed in the autumn migration and characterised by a steep increase in numbers and a slower decline in *Acrocephalus* and Grasshopper Warblers. The only species in which a significant post-juvenile dispersal seemed to be absent was the Robin. Constructing time-series of migration can deliver interesting insights into the behaviour of a particular species at different points in time, assuming that you can rely on a sound and high quality data set. Long-term data sets as complete as the one used here may not be that common, but are certainly available at professional ringing station. Their exploitation however requires a substantial additional effort that is worth the workload. Therefore, we intend to extend the above analysis to other species ringed at Schlammswiss, including winter visitors. To analyse how migration phenologies change over time, combining or comparing the data of this ringing station with those of others in the region may be required. This study may then serve as a good reference for any future work on fine-scale bird-ecology related to bird migration through Luxembourg.

Acknowledgements

This study would not have been possible without the great number of restless volunteers of the Bird Ringing Station of Uebersyren who deserve special considerations for their hard work and for making the station a most agreeable working environment. A special recognition goes to Jim Schmitz, my year-long mentor, for his encouragement and infectious enthusiasm and to referee André Konter for helpful comments that significantly improved the manuscript. This study was supported practically and financially by the Lëtzebuurger Natur- a Vulleschutzliga and Fondatioun Hëllef fir d'Natur.

References

- Bayly N. (2006): Optimality in avian migratory fuelling behaviour: a study of a trans-Saharan migrant. *Animal Behaviour* 71: 173–182.
- Berthold P. (2008): *Vogelzug*, 6th Ed. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Cotton P. (2003): Avian migration phenology and global climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 219–222.
- Fricke J. & G. Biver (2012): Kartierung des Vogelschutzgebietes « Vallée de l'Ernz blanche entre Bourglinster et Fischbach » im Jahr 2011. *Regulus WB* 27: 31–53.
- Hüppop K. & O. Hüppop (2004): Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 2: Phänologie im Fanggarten von 1961 bis 2000. *Vogelwarte* 42: 285–343.
- Hüppop O. & K. Hüppop (2011): Bird migration on Helgoland: The yield of 100 years of research. *Journal of Ornithology* 152: 25–40.
- Jenni L. & M. Schaub (2000): Fuel deposition of three passerine bird species along the migration route. *Oecologia* 122: 306–317.
- Schaub M. & L. Jenni (2001): Variation of fuelling rates among sites, days and individuals in migrating passerine birds. *Functional Ecology* 15: 584–594.
- Visser M. & C. Both (2005): Shifts in phenology due to climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society* 272: 2561–2569.

On the weight differences of migrating juvenile and adult Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*

Marie Kayser, mariekayser1985@gmail.com

Guy Mirgain, guy.mirgain@education.lu

Abstract

Migrating birds use various sites all over Europe as stopover sites for refuelling their energy stores. For Eurasian Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*, these sites consist of reed beds.

This study analysed the weight differences between juvenile and adult birds at the nature reserve "Am Brill" in Schifflange, during autumn migration from early July till the end of October. Significant weight differences were found over the season between both juvenile and adult birds, suggesting that various life stages may use different migration strategies. While juvenile birds have a constant gain in body weight towards the end of the migration season, significant weight fluctuations were observed for adult birds throughout the migration period. Possible explanations for these differences are discussed. For adult birds, previous experience during migration may be of importance.

Zusammenfassung: **Zu den Gewichtsschwankungen ziehender juveniler und adulter Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus***

Während der Migration benutzen Vögel verschiedene Raststätten in ganz Europa, um ihre Energiereserven aufzutanken. Für den Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* sind diese Raststätten Schilfgebiete, wie etwa das Naturreservat „Am Brill“ in Schifflingen. Diese Studie analysiert Gewichtsunterschiede von Jung- und Altvögeln während der Migrationsperiode, die von Anfang Juli bis Ende Oktober dauert. Im Verlauf des Zuges konnte eine konstante Gewichtszunahme bei den Jungvögeln festgestellt werden, während bei den Altvögeln das Gewicht schwankte. Mögliche Ursachen für diese Unterschiede werden diskutiert. Es wird angenommen, dass bei Altvögeln die Migrationserfahrung eine Rolle spielt.

Résumé: **Une analyse des variations de poids des Rousserolles effarvattes *Acrocephalus scirpaceus* juvéniles et adultes pendant la migration**

Pendant la période de migration, les oiseaux utilisent des lieux de halte migratoires très variés où ils renouvellent leurs réserves d'énergie. Pour la Rousserolle effarvatte *Acrocephalus scirpaceus*, ces endroits sont des roselières étendues telle que par exemple la réserve naturelle « Am Brill » à Schifflange. La présente étude analyse les variations de poids d'oiseaux juvéniles et adultes pendant la période de migration entre début juillet et fin octobre. Alors que les rousserolles juvéniles montrent une augmentation de poids constante pendant la période de migration, le poids des adultes est soumis à des fluctuations. Des explications possibles pour ces différences sont discutées. Il est supposé que l'expérience migratoire joue un rôle.

1. Introduction

To avoid the cold winter period and the lack of food resources, most birds migrate from their breeding grounds to southern and warmer regions. Most insectivorous birds are nocturnal migrants and stop their migration during the day at various stopover sites (Bolshakov et al. 2003, Schaub & Jenni 2001). According to previous studies (see references in Merom et al. 2000), migrating birds have not just evolved site fidelity for wintering grounds, but also for stopover sites along their migration route.

For European long-distance migratory birds, there is one main barrier which they have to cross: the Sahara Desert. For this 2000 km flight, the birds need to carry enough energy stores, as they must cross it without refuelling along the way (Bubby & Green 1981, Schaub & Jenni 2000b).

The amount of energy needed to complete the whole migration exceeds the amount a bird can actually store or carry (Schaub & Jenni 2000a). Throughout migration the bird therefore has to replenish its energy stores and accumulate enough fat reserves at each stopover site in order to get to the next.

Migration is a complex interaction of several factors which will determine whether a bird will reach its wintering/breeding grounds. As juveniles and adults of small passerines often tend to migrate separately, this might imply that there are differences in energy intake rates between first year and older birds. Based on weight data obtained during the yearly bird ringing at the nature reserve "Am Brill", Schiffflange, this study analysed weight variation in both adult and juvenile Reed Warblers over the autumn migration period.

2. Method and Material

2.1. Study Site

Luxembourg lies on a major migration route for many northern and eastern migrating passerines and contains some important stopover sites. The nature reserve "Am Brill" in Schiffflange, in the south of Luxembourg, stretches over a surface of 18.54 hectares and contains a diverse mix of microhabitats, including reed beds, ponds, woodlands and hedgerows, making it one of the most important migration stopover site, especially for wetland birds.

2.2. Study species

The species used for this study is the Eurasian Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*. It breeds in Europe and Asia, and overwinters in sub-Saharan Africa where it can be found as far south as Zambia. Adult birds start migrating earlier than juveniles (Merom et al. 2000). They mainly feed on Diptera and other small invertebrates, which is a fairly reliable food resource (Bensch & Nielsen 1999, Bibby & Green 1981, Schaub & Jenni 2000a). Unlike many other birds, Reed Warblers moult their feathers while migrating (Schaub & Jenni 2000a).

2.3. Collection method

The ringing station "Am Brill" has been operating for 15 years (Kayser 2012) with weekly data collection, under favourable weather conditions (no rain or wind), from July till early November. Each ringing session was carried out for 4 hours during the evening (starting 3 hrs. before sunset) and 6 hours the following morning (starting at sunrise). Measurements taken were fat score, muscle score, moult score (if applicable), age, sex (if possible), weight (at 0.1 g accuracy) and wing length. During peak migration, high catching numbers of Reed Warblers prevented that all measurements were taken for every bird. For this study, only weight and age data were used. Birds were classified as either juveniles (age group 3 – born this year) or adults (minimum age group 4 – born before this year - or higher). Recaptures within 48 hours were not measured again. As ringing was not daily, weight measurements represent the average weight of this species for this site and does not differentiate between their arrival or departure weight.

2.4. Analysis

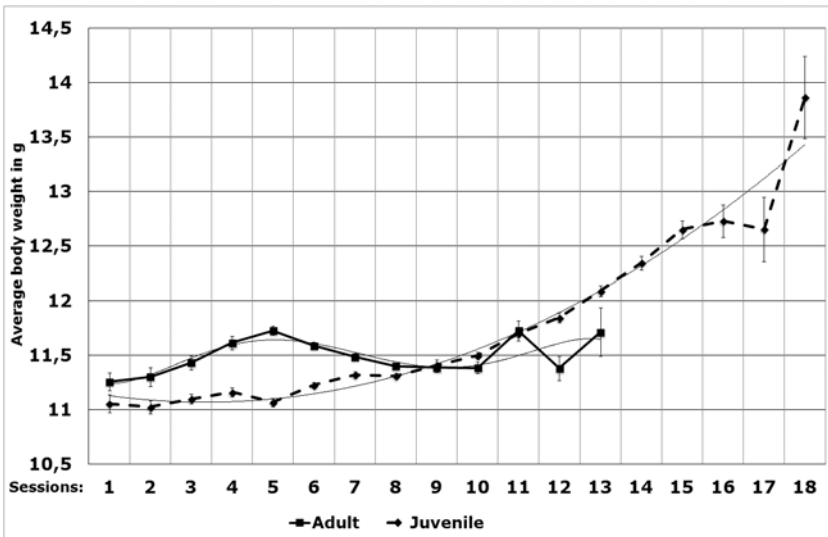
The data was formatted and analysed using Microsoft Excel. The data for each year was grouped according to the ringing sessions, starting with the first week in July as Session 1. The mean, standard deviation and standard error were calculated from the raw data. The outcome is represented in a line graph including error bars for each session. A One-way ANOVA of the raw data was used to test for differences between the sessions for juveniles and adults.

3. Results

Table 1 and Graph 1 display the weight development for juvenile and adult Reed Warblers during the migration period. While juvenile birds display a continuously increasing trend towards the end of the migration season ($R^2=0.95598$). Adult birds show a slight weight increase towards the beginning with a peak at session 5 (early August), with their weight decreasing afterwards and fluctuating at the end of their migration ($R^2=0.61555$).

Table 1: Mean weight development of juvenile and adult Reed Warblers during autumn migration (in g) of 15 years data, including the standard deviation (SD) and the number of birds (N). N values do not represent the total number of migrating birds captured as not all the birds were weighed when ringed (see 2.3).

	Juvenile Reed Warblers			Adult Reed Warblers		
	Mean	SD	N	Mean	SD	N
Session 1	11.06	0.954	134	11.26	0.992	147
Session 2	11.03	0.872	200	11.30	1.045	148
Session 3	11.10	0.834	358	11.43	0.925	192
Session 4	11.16	0.911	507	11.62	0.973	236
Session 5	11.07	0.919	617	11.73	0.878	435
Session 6	11.23	0.939	1289	11.59	0.885	792
Session 7	11.32	1.086	1349	11.49	0.877	708
Session 8	11.31	0.973	1901	11.40	0.859	767
Session 9	11.41	1.912	1422	11.39	0.939	465
Session 10	11.50	1.121	1578	11.39	0.909	298
Session 11	11.71	1.226	1099	11.73	1.061	130
Session 12	11.85	1.258	743	11.38	0.726	43
Session 13	12.09	1.369	816	11.72	1.281	33
Session 14	12.34	1.491	570			
Session 15	12.65	1.737	464			
Session 16	12.73	1.904	165			
Session 17	12.66	1.765	36			
Session 18	13.87	2.269	36			



Graph 1: Average body weight for Reed Warblers showing mean values with error bars and trendline for adult and juvenile birds for each ringing session.

Although ringing was continued until early November of each year, no data for adult Reed Warblers were available for the last third of the migration period (from mid/end September onwards).

For juvenile birds, there was a continuous increase in weight starting from session 6 (end July/beginning August) onwards.

The ANOVA results show a significant difference between the sessions for juveniles ($f_{17} = 90.29$; $P < 0.001$) and adults ($f_{14} = 6.39$; $P < 0.001$).

4. Discussion

The fact that no adult bird were caught in the last third of the migration period (roughly a month before the last juveniles were caught) confirms that adult Reed Warblers migrate earlier to the wintering grounds than juveniles (García Peiró 2003, Merom et al. 2000). The first peak shown in the graph indicates the main mass departure of adult birds from the region of this stopover site, which is also supported by the local ringing records. Adult birds passing through after this period are migrating birds from further north. It is also from this period onwards that the weight of juvenile birds starts to increase.

The high fluctuations in weight for adult birds towards the end of the season are highly variable between each year and probably represent the differences in weather conditions, numbers and fitness of each bird caught, and the timing of migration for each year.

Another obvious fact is the much higher weight towards the end of the migration period at this stopover site for juvenile birds. There is a difference of roughly 2g in weight between juvenile and adult birds when the last group of birds has passed through.

As soon as juveniles are fully-fledged and self-sufficient, competition between adult and juvenile birds for food resources starts. Reed Warblers are temporarily territorial while refuelling at stopover sites (Merom et al. 2000, Schaub & Jenni 2000a). This leads to high competition for food resources not only between young and adult birds, but also between Reed Warblers and other small passerines, while migrating. Merom et al. (2000), having shown that adult Reed Warblers arrive about 20 days earlier at the wintering grounds, suggested that juvenile Reed Warblers try to avoid food competition with adult birds and therefore migrate later in the season. This is consistent with the results of this study and explains why the weight only starts to increase from session 6 onwards, just after the mass departure of adult birds from the region. This could represent a significant decrease in the competition for food resources for juvenile birds. With the progress of the season, not only the number of Reed Warblers, but also of other passerines, feeding in Reedbeds, tends to decline too (Peiró 2003). Thus, remaining birds have potentially higher food resources available and could gain more weight. Food competition, however, does not necessarily explain the sometimes extreme high weights of juvenile Reed Warblers towards the end of the season.

Migrating between winter and summer grounds is an extremely demanding and risky process for small passerines: many birds never reach the wintering grounds at all. Prior knowledge about the migration route certainly helps, not only because the birds know what to expect, but also where good stopover sites are. Juvenile birds, however, are unaware of the process of migration and the challenges ahead. When they experience the "Zugunruhe", they get the urge to migrate and instinctively start to fatten up (Berthold 2001). The relative naivety of juvenile birds in combination with less food competition may be a possible explanation for the significant weight increases towards the end of the migration season found in juvenile birds at this stopover site.

The excess fat stores they carry may act as a safeguard that allows travelling further in search for stopover sites, if needed. So gaining and maintaining high fat reserves might be an evolutionary adaptation of juvenile birds to the uncertainties of the migration ahead. This strategy is likely to decrease the probability to die of starvation. The side effect of this strategy, however, is that birds are thereby forced to maintain a much higher body weight at the cost of an overall slower migration speed. Maintaining a high weight, in excess of what is needed for migration itself, demands a high energy intake rate at each stopover site, and is likely to be disadvantageous and probably fatal.

This would suggest that adult birds don't need to fatten up as much as juveniles so early in their migration. They've got some experience about the distances between stopover sites and know where the main barriers lie. This hypothesis is supported by Merom et al. (2000), who suggested that the early arrival of adult Reed Warblers is due to their experience of the migration route. As a consequence, they are able to judge their energetic needs between stopover sites.

But, as adult Reed Warblers also migrate earlier in the season, they've still got a higher competition rate, not just with conspecifics, but also with other insectivores: refuelling fat reserves to maximum levels could also be prevented by higher competition. The lower weights of adult Reed Warblers during migration could be a combination of two factors: a more appropriate migration strategy (due to their prior knowledge of the route) and an overall higher competition for food resources at stopover sites.

If more experienced birds do find the right balance between high enough energy stores without investing too much energy in maintaining that weight, we would expect a similar trend as the one shown in this study at all stopover sites over the whole migration route. A study by Rguibi-Idrissi et al (2003) in Morocco, found that juvenile birds have a rapid body mass increase when at their stopover site, whereas adult birds more often lost than gained body mass during autumn migration at their stopover site. Adult birds also had an overall lower body weight than juveniles. Crossing the Sahara with a lower body weight might indeed represent an evolutionary advantage compared to carrying around excess body mass across the desert. This study, therefore, might provide some evidence that Reed Warblers adapt their migration strategy with their age

and experience throughout the whole migration route. Food competition with other passerines certainly still plays a role during migration, but only a minor factor determining the average body weight of adult birds. The main factors representing the weight differences in juvenile and adult bird are their experience and the evolutionary advantage of maintaining a lower body mass whilst migrating.

5. Conclusion

The process of migration is a challenge for every bird, but the experience of adult birds may help them to migrate in a more efficient way than 'naïve' juveniles by maintaining a lower body weight. Higher fat stores, and thus, higher weights, however, could represent an evolutionary adaptation, allowing inexperienced juveniles, unaware of the route ahead, to maximise their chances of successfully completing their first migration to their wintering grounds. The maintenance of an excessively high body weight, on the other hand, could prove to be of a significant disadvantage in the long term.

6. Acknowledgment

We would like to thank the whole ringing team of the ringing station "Am Brill" for the great data they've collected over the past 15 years and the "– natur&emwelt - LNVL" that we could use the data set to conduct this study.

Special thanks to Ed Melchior, Gilles Biver and Mikis Bastian for their help during the data analysis.

References

- Bensch S. & B. Nielsen (1999): Autumn migration speed of juvenile Reed and Sedge Warblers in relation to date and fat loads. *The Condor* 101: 153-156.
- Berthold P. (2001): *Bird Migration. A General Survey*, 2nd edition. Oxford University Press, Oxford.
- Bibby C.J. & R.E. Green (1981): Autumn migration strategies of Reed and Sedge Warblers. *Ornis Scandinavica* 12: 1-12.
- Bolshakov C., V. Bulyuk & N. Chernetsov (2003): Spring nocturnal migration of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*: departure, landing and body condition. *Ibis* 145: 106-112.
- García Peiró I. (2003): Intraspecific variation in the wing shape of the long-distance migrant Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*: effects of age and distance of migration. *Ardeola* 50: 31-37.
- Kayser M. (2012): 15 Jahre Vogelberingung im Naturschutzgebiet Schifflinger Brill: eine Bilanz. *Regulus WB* 27: 82-89.
- Merom K., Y. Yom-Tov & R. McCleery (2000): Philopatry to stopover site and body condition of transient Reed Warblers during Autumn Migration through Israel. *The Condor* 102: 441-444.
- Schaub M. & L. Jenni (2000a): Fuel deposition of three passerine bird species along the migration route. *Oecologia* 122: 306-317.
- Schaub M. & L. Jenni (2000b): Body mass of six long-distance migrant passerine species along the autumn migration route. *Journal für Ornithologie* 141: 441-460.
- Schaub M. & L. Jenni (2001): Stopover durations of three warbler species along their autumn migration route. *Oecologia* 128: 217-227.

Späte Durchführung vollständiger Pflanzentanzzeremonien durch ein Haubentaucherpaar *Podiceps cristatus*

Jean Schock, 28, Munnereferstroos, 5441 Remerschen

Haubentaucher *Podiceps cristatus* sind für ihre oft intensiven und aufwändigen Balzrituale zu Anfang der Brutzeit bekannt, die sie zu diesem Zeitpunkt oft zu stereotypen Zeremonien aneinanderreihen. Mit Beginn des Brutgeschäftes hört die Balz fast schlagartig auf, und die Paare beschränken sich auf Begrüßungsrituale, d. h. Kopfschüttelbalz. In der Nachsaison können dann gelegentlich wieder andere Balzrituale, wie zum Beispiel ein kurzer Pflanzentanz, durchgeführt werden, aber zu vollständigen Zeremonien kommt es dabei in der Regel nicht.

Beobachtungen im Naturschutzgebiet „Haff Réimech“ bei Remerschen zeigen, dass es aber auch anders sein kann. Ein Haubentaucherpaar hatte im Jahr 2011 auf einem größeren Weiher erfolgreich gebrütet und zwei oder drei Nachkommen aufgezogen. Auch andere Artgenossen hatten auf diesem Gewässer genistet. Gegen Ende Oktober 2011 hatten sich die Partner ihrer Elternpflichten seit einiger Zeit entledigt und beide waren schon dabei, ins Winterkleid zu mausern. Die adulten Vögel blieben aber weiterhin zusammen und zeigten öfters Kopfschütteln. Auch kam es vor, dass ein Tier mit Pflanzenmaterial im Schnabel auftauchte und dieses dann beim Kopfschütteln hin und her schwenkte. Am 2. November verlief die Balz anders. Die Partner schwammen wie gewohnt aufeinander zu, kamen zusammen und vollführten ein Kopfschüttelritual. Damit endete die Vorführung aber nicht, sondern beide Haubentaucher drehten sich um 180° auf der Wasseroberfläche. Nun Rücken an Rücken, trieben sie etwas auseinander, tauchten ab und kamen beide mit Pflanzenmaterial im Schnabel wieder hoch. So schwammen sie aufeinander zu, um einen 30-sekündigen Pflanzentanz zu vollführen, Brust an Brust und hoch im Wasser stehend. Sie hatten damit alle Elemente der Pflanzentanzzeremonie (Weed ceremony, Simmons 1968) gezeigt, vom Kopfschütteln angefangen über das Auftauchen mit Pflanzenmaterial (Weed-trick, Huxley 1914) bis zum abschließenden Pinguintanz.

Fast genau dieselbe Beobachtung gelang an fast gleicher Stelle am 10. November 2011 und dann wieder am 17. Dezember 2012: auch hier führten zwei Haubentaucher, vielleicht jedes Mal dasselbe Paar, eine komplette Pflanzentanzzeremonie vor.

Was die Vögel dazu bewogen haben mag, zu diesen späten Zeitpunkten eine so ausführliche Zeremonie durchzuführen ist nicht gewusst. War es die Anwesenheit von anderen Artgenossen, die als Gefahr für den Bund des Paares betrachtet wurde und das Paar vielleicht veranlasste, ihrem Bund eine starke Bestätigung zu geben? Da die Vorgänge am 10. November 2011 bei neblig-trübem und kaltem Wetter und am 17. Dezember 2012 bei regnerischen Bedingungen und Temperaturen wenig über 0° C stattfanden, scheint das am 2. November 2011 für die Jahreszeit sehr warme und sonnige Wetter, das an einen schönen Frühlingstag erinnerte, zumindest allein keinen ausreichenden Beweggrund darzustellen.

Literatur

- Huxley J. (1914): The courtship-behaviour of the Great Crested Grebe. Proc. Zool. Soc. London 1914: 491-562 (re-issued in 1968 as a paperback by CAPE Editions, London).
- Simmons K.E.L. (1968): The Weed ceremony of the Great Crested Grebe. Birds 2: 122-125.

Late performance of complete Weed Ceremonies by a pair of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus*

Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* are renowned for their intense and elaborate pair bonding rituals performed early in the breeding season. At this moment in time, often several rituals are shown in continuation and form a stereotype ceremony. With clutch initiation, the rituals stop suddenly, except for Head Shaking that the partners continue to perform as a greeting ritual. Towards the end of the breeding season, other rituals such as Weed Dancing may again be performed. Complete ceremonies remain however exceptional.

Such exceptions were observed inside the nature reserve "Haff Réimech" near Remerschen. A pair of Great Crested Grebes had successfully raised two or three chicks on one of the bigger ponds in 2011. Other conspecifics had simultaneously used the same pond for breeding. By the end of October, the pair no longer had parental duties for some time already, and both birds were changing for their winter plumage. The partners remained mostly together and now and then engaged in Head Shaking. Also, one grebe could dive for weeds and bring them in the beak during Head Shaking. The displays did not continue beyond until 2 November. On that day, when the pair stopped its mutual Head Shaking, both birds rotated 180° on the water surface. Coming back to back, they drifted a bit apart, both then dived and reappeared with weeds in their beaks. They swam together and engaged in about 30 seconds of Penguin Dancing, breast to breast and highly elevated on the water surface, thus performing a Weed-trick with succeeding Penguin Dancing (Huxley 1914) later termed Weed Ceremony (Simmons 1968).

Nearly exactly the same observation was repeated at about the same place on 10. November 2011 and again on 17 December 2012: each time, two Great Crested Grebes, perhaps each time the same pair as observed on 2 November 2011, showed a complete Weed Ceremony.

It remained unknown what may have triggered the exceptional performance of the complete ceremonies. The presence of other Great Crested Grebes on the pond was perhaps perceived as a threat to their own pair bond that therefore needed a strong confirmation. The very warm and sunny weather for the season on 2 November 2011 that recalled a perfect spring day may have favoured the performance, but mild climatic conditions alone may not be sufficient. Indeed, the ceremonies on 10 November 2011 and 17 December 2012 were repeated in foggy or rainy and cold weather conditions.

Exécution tardive d'une cérémonie des tiges par un couple de Grèbes huppés *Podiceps cristatus*

Les Grèbes huppés *Podiceps cristatus* sont renommés pour l'intensité et l'élaboration de leurs danses nuptiales en début de la saison de reproduction. A ce moment de l'année, très souvent plusieurs parades se suivent de manière stéréotype pour former des cérémonies. Après l'initiation de la ponte, les danses s'arrêtent brusquement, sauf pour les secouements de tête, exécutés face à face, que les partenaires continuent à utiliser pour se saluer. A la fin de la saison de reproduction, d'autres rituels, comme par exemple la danse des algues, aussi appelé danse des plantes ou danse des tiges, peuvent réapparaître. Des cérémonies complètes ne sont cependant observées qu'exceptionnellement.

Ce comportement rare a cependant pu être observé fin 2011 et 2012 dans la réserve naturelle « Haff Réimech » près de Remerschen. En 2011, sur un des étangs plus vastes, un couple de Grèbes huppés avait élevé deux ou trois poussins. D'autres couples avaient utilisé le même étang pour leur nidification. Vers la fin octobre, notre couple n'avait plus d'obligations parentales et les deux oiseaux changeaient déjà leur aspect pour le plumage hivernal. Les partenaires restaient cependant ensemble pour la plupart du temps et ils s'engageaient régulièrement dans des secouements de tête en signe de salutation. Il arrivait également qu'un grèbe plongeait et remontait dans son bec des débris de plantes qu'il branlait alors en même temps qu'il secouait sa tête, mais la parade ne progressait pas au-delà. Cependant, le 2 novembre, les partenaires ne se limitaient pas à secouer leurs têtes. Ils continuaient par une rotation de 180° sur la surface de l'eau. Maintenant dos à dos, ils se séparaient un peu et plongeaient. Les oiseaux revenaient à la surface tous les deux avec des débris de plantes dans leur bec. Ainsi ils nageaient ensemble et, en pédalant sur place, ils élevalent leur corps verticalement en position de pingouin, poitrine contre poitrine, pour montrer durant 30 secondes une danse des plantes. Le couple avait bien montré une cérémonie de danse des plantes ou cérémonie des tiges complète (Weed Ceremony, Simmons 1968), des secouements de tête en passant par la remontée des plantes (Weed-trick, Huxley 1914) jusqu'à la danse des Pingouins avec matériaux végétaux.

Pratiquement la même cérémonie a pu être observée au même endroit le 10 novembre 2011 et puis encore une fois le 17 décembre 2012 : de nouveau deux Grèbes huppés, éventuellement chaque fois le même couple, exécutaient des cérémonies des tiges complètes.

La motivation pour ces performances exceptionnelles demeure inconnue. Peut-être la présence d'autres grèbes perçus comme un danger pour l'union du couple faisait que celle-ci nécessitait une forte confirmation. Il est peu probable que la cérémonie du 2 novembre 2011 était une simple conséquence du temps particulièrement chaud et ensoleillé pour la saison qui rappelait une belle journée de printemps. En effet, les cérémonies du 10 novembre 2011 et du 17 décembre 2012 avaient lieu par un temps froid brumeux ou pluvieux, de sorte que les conditions météorologiques à elles seules ne semblent pas être en mesure de les déclencher.

Außergewöhnlicher Fang für einen Haubentaucher *Podiceps cristatus*

Roland Felten, roland.felten@education.lu

Magenuntersuchungen beim Haubentaucher *Podiceps cristatus* zeigten, dass adulte Tiere dieser Art ihren Nahrungsbedarf fast ausschließlich mit Fisch decken. Das Beutespektrum hängt zwar von den lokal vorkommenden Arten ab, umfasst aber überwiegend kleinere Weißfische Cyprinidae oder Barschartige Percoidei, die in der Regel unter 10 cm, gelegentlich bis zu 20 cm lang sind (Büttiker 1985, Geiger 1957, Piersma et al. 1997). Die längsten in den zwei ersten Studien aufgeführten Beutefische waren ein Hasel *Leuciscus leuciscus* von 20 cm und ein Rotauge *Rutilus rutilus* von 21 cm.

Am 21. Juli 2012 beobachtete der Autor im Baggerweihergebiet Remerschen einen Haubentaucher, welcher einen ca. 40 cm langen Hecht *Esox lucius* erbeutet hatte (Abb. 1). Der Vogel hatte sichtlich Schwierigkeiten, den Hecht aus dem Wasser zu heben und in die richtige Position zum Hinunterschlucken zu bringen. Er setzte hierfür fünf Mal an, hob den Hecht ganz aus dem Wasser, stellte den Kopf hoch, senkte ihn wieder, um den Hecht im Wasser etwas zu drehen und dann erneut hoch zu heben. Bemerkenswert ist, dass der Hecht nicht zappelte und keinerlei Widerstand zu leisten schien. Nach viereinhalb Minuten hatte der Haubentaucher den Hecht in der richtigen Position, stemmte ihn ein letztes Mal aus dem Wasser und schluckte ihn innerhalb von 15 Sekunden hinunter. Tags darauf wurde der Haubentaucher wieder in seinem Revier gesehen, offensichtlich hatte er keine Probleme, den Hecht zu verdauen.

Ein vergleichbarer Vorgang ist aus der Literatur nicht bekannt, und das erklärt sich in erster Linie durch die Einschränkungen der Beutegröße, die dem Haubentaucher durch seinen Schluckapparat auferlegt sind (Piersma et al. 1997). Lappentaucher, die zu große Fische schlucken wollen, können daran ersticken, wie einige Beispiele zeigen. So erstickte ein Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* an einer Westgroppe *Cottus gobio* (Bell 1968), ein Bindentaucher an einer amerikanischen Groppe *Cottus asper* (Behrstock 1981) und ein Haubentaucher am niederländischen IJsselsee an einer ca. 30 cm langen Rotfeder *Scardinius erythrophthalmus* (Konter, pers. Mitt.). Dabei spielt die Länge der Beute nur eine untergeordnete Rolle. So verschluckte ein Haubentaucher in Savoyen, wenn auch erst nach längerem Kampf, eine etwa 25 cm lange Vipernatter *Natrix maura* (Isenmann 2006) und auch am IJsselsee konnte ein über 30 cm langer Europäischer Aal *Anguilla anguilla* trotz heftiger Gegenwehr am Ende seinem Schicksal nicht enttrinnen und landete im Magen eines Haubentauchers (Konter, pers. Mitt.). Es ist vielmehr der Durchmesser der Beute, wahrscheinlich zusätzlich auch die Gegenwehr, die ein größerer Fisch zu leisten imstande ist, die diese aus dem Beuteschema des Haubentauchers ausschließen. Zwar werden immer wieder kleinere Hechte oder Zander *Sander lucioperca*, in der Regel kürzer als 15 cm (Büttiker 1985, Geiger 1957, Piersma et al. 1997), in den Mägen der Haubentaucher vorgefunden, größere Exemplare bilden aber eher eine Ausnahme. Die längsten bisher gefundenen Hechte maßen 25 cm und 27 cm (Geiger 1957). Aus diesen Angaben lassen sich für den in Remerschen erlegten Hecht und seinen Prädator folgende Rückschlüsse ziehen. Der Fisch war beim Angriff des Haubentauchers wahrscheinlich schon in einem geschwächten Zustand und leistete wohl deshalb wenig Gegenwehr. Beim Vogel selbst muss es sich um ein ausgewachsenes und kräftiges Männchen gehandelt haben, ein juveniler oder weiblicher Haubentaucher wäre wohl nicht in der Lage, eine solche Beute zu erlegen und gar zu schlucken.

Literatur

- Bell D. G. (1968): Little Grebe choking to death on fish (*Podiceps ruficollis*, *Cottus gobio*). British Birds 61:307.
- Behrstock R. A. (1981): Prey-induced mortality of a Pied-billed Grebe. Western Birds 12: 183-184.
- Büttiker E. (1985): Die Nahrung der Haubentaucher *Podiceps cristatus* am Untersee (Bodensee) im Jahresverlauf. Der Ornithologische Beobachter 82:73-83.

- Geiger W. (1957): Die Nahrung der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) des Bielersees. Der Ornithologische Beobachter 54:97-133.
- Isenmann P. (2006): Un jeune Grèbe huppé *Podiceps cristatus* prédateur d'une Couleuvre vipérine *Natrix maura*. Alauda 74:428.
- Piersma T., P. Wiersma & M. R. van Eerden (1997): Seasonal changes in the diet of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* indicate the constraints on prey choice by solitarily pursuit diving fish-eaters. Patchwork 351-376.



Abb. 1: Haubentaucher mit Hecht (Foto R. Felten)

Exceptional catch for a Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*

Investigations of the stomach content of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* showed that adult birds feed nearly exclusively on locally abundant Cyprinids Cyprinidae that are generally below 10 cm in length and occasionally may reach up to 20 cm (Büttiker 1985, Geiger 1957, Piersma et al. 1997). Longest fishes in two studies were a Common Dace *Leuciscus leuciscus* of 20 cm and a Roach *Rutilus rutilus* of 21 cm.

At the gravel pits of Remerschen, on 21 July 2012, the author observed a Great Crested Grebe swallowing a Northern Pike *Esox lucius* about 40 cm in length (Photo 1). Although the fish showed no apparent resistance, it took the grebe about four and a half minutes to get its prey into the right position and another 15 seconds to move it down its throat. The Great Crested Grebe was again seen on the following day; it seemed to have well digested its exceptionally big meal of the day before.

A comparable case has so far not been reported in the literature. Prey size of the Great Crested Grebe is limited by the capacity of its gorge (Piersma et al. 1997). Attempts of grebes to swallow too big fish may lead to suffocation as examples in Little Grebe (Bell 1968), Pied-billed Grebe (Behrstock 1981) and Great Crested Grebe (Konter, pers. comm.) show. The length of the prey is however of minor importance, Great Crested Grebes having been observed to gulp down a Viperine Water Snake *Natrix maura* of about 25 cm (Isenmann 2006) and a European Eel *Anguilla anguilla* of over 30 cm (Konter, pers. comm.). Diameter and probably the increased resistance a bigger fish may display explain why specimen of fish species like Northern Pike or Zander *Sander lucioperca* found in the stomachs of Great Crested Grebes are generally shorter than 15 cm (Büttiker 1985, Geiger 1957, Piersma et al. 1997). Longest pikes so far recorded had 25 cm and 27 cm (Geiger 1957). For the observation of Remerschen, we may therefore conclude that the fish was possibly already weakened and unable of much defence. Also, the predator Great Crested Grebe must have been a rather fully grown and strong male, as a juvenile or female individual are not expected to be able to catch and gulp down a prey of this size.

Proie exceptionnelle pour un Grèbe huppé *Podiceps cristatus*.

Des examens du contenu stomacal de Grèbes huppés *Podiceps cristatus* ont montré que les individus adultes se nourrissent presque exclusivement de cyprinidés localement abondants d'une taille en général inférieure à 10 cm, mais pouvant atteindre occasionnellement jusqu'à 20 cm (Büttiker 1985, Geiger 1957, Piersma et al. 1997). Les poissons les plus longs répertoriés dans deux études étaient une Vandoise *Leuciscus leuciscus* de 20 cm et un Gardon *Rutilus rutilus* de 21 cm.

Dans les étangs des sablières de Remerschen l'auteur a observé le 21 juillet 2012 un Grèbe huppé avalant un Brochet *Esox lucius* d'environ 40 cm de longueur (photo 1). Bien que le brochet n'offrait apparemment pas de résistance, le grèbe mettait 4 minutes et demie pour manoeuvrer sa prise dans la bonne position et puis 15 secondes pour l'avalier complètement. Le grèbe a été revu le lendemain; apparemment, il avait bien digéré sa proie exceptionnelle.

Un cas comparable n'a pas été reporté jusqu'à présent dans la littérature. La taille maximale des proies du Grèbe huppé est limitée par le volume de sa gorge (Piersma et al. 1997). Des grèbes essayant d'avalier des poissons trop grands peuvent décéder par suffocation comme le montrent des exemples chez le Grèbe castagneux (Bell 1968), le Grèbe à bec bigarré (Behrstock 1981) et le Grèbe huppé (Konter, communication personnelle). La longueur de la proie est cependant secondaire; des grèbes huppés avalant une Couleuvre vipérine *Natrix maura* d'environ 25 cm (Isenmann 2006) et une Anguille *Anguilla anguilla* de plus de 30 cm (Konter, communication personnelle) ont été observés. Le diamètre et probablement la défense plus vigoureuse d'un grand poisson expliquent peut-être la taille généralement inférieure à 15 cm d'espèces comme le Brochet ou le Sandre *Sander lucioperca* retrouvées dans l'estomac de Grèbes huppés (Büttiker 1985, Geiger 1957, Piersma et al. 1997). Les brochets les plus grands recensés jusqu'à présent mesuraient 25 et 27 cm (Geiger 1957). L'observation faite à Remerschen s'explique probablement par un poisson déjà affaibli exhibant peu de défense. De plus, le Grèbe huppé prédateur était certainement un mâle adulte et fort, les individus juvéniles et les femelles n'étant pas capables d'attraper et d'ingurgiter une proie de cette taille.

Mäusebussard *Buteo buteo* versucht Waldohreule *Asio otus* zu erbeuten?

Bob Bertemes & Jan Lopes Henriques

Am 16. Februar 2013 gegen 15 Uhr wurde innerhalb der Ortschaft Noerdange, Luxemburg, der Schlussteil eines wahrscheinlich seltenen Vorgangs beobachtet. Beim Verlassen des Hauses bemerkte J. Lopes Henriques in kurzer Entfernung eine mittelgroße bräunliche „Masse“ auf der geschlossenen Schneedecke. Beim Nähertreten wurde klar, dass es sich um einen Mäusebussard *Buteo buteo* handelte, der sich mit einer Waldohreule *Asio otus* verhakht hatte (Abb. 1). Der Bussard versuchte sofort, die Eule mitzuschleppen, was ihm aber angesichts des Gewichts seiner Beute nicht gelang, und er musste seine Bemühungen nach nur knapp 2 m aufgeben. Dort blieben beide Vögel während etwa fünf Minuten reglos liegen.

Da davon auszugehen war, dass eines der Tiere oder sogar beide verletzt seien, holte der Beobachter eine Kiste, in der die Waldohreule und/oder der Mäusebussard zum Tierarzt gebracht werden sollten. Als er sich mit dieser näherte, unternahm der Bussard einen weiteren Versuch, die Eule im Flug mitzuschleppen, musste aber wiederum nach wenigen Metern aufgeben und setzte den Flug alleine fort. Die zurückgebliebene Waldohreule ließ sich problemlos greifen. Dr. Fischbach stellte später bei ihr eine Fleischwunde am rechten Flügel fest, der aber nicht gebrochen war. Die Wunde wurde behandelt und die Eule wurde am nächsten Tag in die Freiheit entlassen.

Der Verlauf der Beobachtung lässt darauf schließen, dass der Mäusebussard versucht hatte, die Waldohreule zu erbeuten. Dies ist insofern bemerkenswert, als Waldohreulen mit einem mittleren Wintergewicht von knapp 250 g bei Männchen oder etwas über 300 g bei Weibchen (Glutz et al. 2001) doch eine schwere Beute für einen Mäusebussard darstellen, dessen eigenes Mittelgewicht im Februar bei etwa 780 g (Männchen) oder 930 g (Weibchen) liegt (Glutz et al. 2001). Auch ist anzumerken, dass der Mäusebussard ein ausgeprägter Wühlmausjäger ist, der in Mitteleuropa vor allem Feldmäuse *Microtus arvalis* schlägt. Sofern sich aber die Gelegenheit bietet, kann er die verschiedensten tagaktiven Kleintiere erbeuten, wobei er sich nicht zu schnell fortbewegende Bodentiere bevorzugt (Glutz et al. 2001). Eine Waldohreule passt also so gesehen nicht direkt in sein Beuteschema.

Dem Namen nach würde man eine Waldohreule eher im Wald vermuten, und nicht so dicht an den Häusern. Im ländlichen Raum ist das aber keine Seltenheit, und regelmäßig werden Brutten der Art in direkter Nähe menschlicher Siedlungen festgestellt. Zusätzlich ist hier zu berücksichtigen, dass diese Art bei Schneelagen in Ortschaftsnähe leichter überlebt (Glutz et al. 2001). Auch manche Mäusebussarde legen bei längerer geschlossener Schneedecke ihre Scheu vor dem Menschen ab und wagen sich bis in den Randbereich oder sogar ins Innere von Ortschaften vor.

Die Waldohreule ist jedoch eher nachtaktiv, der Mäusebussard tagaktiv. Im Winter hängt aber die Jagdaktivität der Eule weit mehr von den Lichtverhältnissen als von der Tageszeit, sowie vom Hunger ab, so dass ausnahmsweise sogar zwischen 12 und 16 Uhr jagende Vögel beobachtet werden (Blüthgen 1953 in Glutz et al. 2001). Somit wird eine Tagesbegegnung mit einem Mäusebussard in der Nähe von Wohngebieten durchaus möglich. Damit bliebe aber noch zu klären, weshalb der Mäusebussard sich an einer so großen Beute versuchte, und wie die Waldohreule auf den Boden kam. Der Bussard greift nämlich seine Beute im typischen Fall am Boden, durch einen Gleitflug von einer meist nicht sehr hohen Warte aus (Glutz et al. 2001).

Laut Meissel (Uttendörfer 1952 in Glutz et al. 2001) können Bussarde unter besonderen Umständen erwachsene Vögel bis zur Größe einer Krähe *Corvus sp.* schlagen. Auch wurden unter Beuteresten von Mäusebussarden schon mehrfach Waldohreulen, meist juvenile, nachgewiesenen (Glutz et al. 2001). In Norwegen führten Selås et al. (2007) eine Krickente *Anas crecca* (320 g) gefolgt von einer Waldschnepfe *Scolopax rusticola* (311 g) und einer Elster *Pica pica* (220 g) als schwerste Beutevögel auf. Besonders bei größeren Beutestücken liegt jedoch die Vermutung nahe, dass es sich in einigen Fällen um schwer verletzte Tiere oder um Aas handelte (Glutz et al. 2001). In Finnland wiesen hingegen Reif et al. (2001) nach, dass Mäusebussarde ihre Diät bei einer geringen Verfügbarkeit von Feldmäusen auf alternative Nahrungsquellen um-

stellten. Im diesem Fall verlegten sie sich auf Raufußhühner Tetraoninae und Hasenartige Lagomorpha, erbeuteten aber überwiegend Küken und Jungtiere.

Da die Schneedecke in Noerdange zum Zeitpunkt der Beobachtung noch rezent war, und allgemein wohl Mäuse eher reichlich vorhanden waren, wäre es durchaus denkbar, dass die Waldohreule bei einem Beutefangversuch auf der Schneefläche landete und dann kurz sitzen blieb. Der Mäusebussard, vielleicht von Hunger geplagt, ergriff die Gelegenheit, und versuchte seinerseits die Eule zu schlagen, unter Umständen wollte er ihr sogar nur die Beute entreißen. Der Versuch seine Beute zu seinem Kröpfplatz zu transportieren, um sie dort zu verschlingen, scheiterte dann am Gewicht und an der Gegenwehr der Beute, letztendlich wahrscheinlich auch an der durch den Beobachter verursachten Störung.

Literatur

- 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
- Reif V., R. Tornberg, S. Jungell & E. Korpimäki 2001: Diet variation of Common Buzzards in Finland supports the alternative prey hypothesis. *Ecography* 24:267-274.
- Selås V., R. Tveiten & O. M. 2007: Diet of Common Buzzards (*Buteo buteo*) in southern Norway determined from prey remains and video recordings. *Ornis Fennica* 84:97-104.



Abb. 1: Mäusebussard und Waldohreule im Schnee ineinander verhakt (Foto J. Lopes Henriques).

Abstract: Common Buzzard *Buteo buteo* tries to prey on Long-eared Owl *Asio otus*?

On 16 February 2013 at 3 p.m. a Common Buzzard *Buteo buteo* was found entangled with a Long-eared Owl *Asio otus* lying in the snow close to a private house in Noerdange, Luxembourg. The buzzard tried to take the owl away, but it was only possible to progress for perhaps 2 m with its prey in the claws. Both dropped again into the snow where they remained immobile for about five minutes. When the observer approached the birds, the buzzard undertook a last attempt to carry away the owl. This one failed and the buzzard escaped while the owl could be collected and was brought to a veterinary. He noted a flesh wound on the right wing that was however not broken. The owl was released on the next day.

Common Buzzards generally feed on much smaller prey, predominantly voles, but they may switch to larger prey if needed. Among others, remains of Long-eared Owls have been documented in the food of the buzzards, however, it is assumed that in most cases the owls were either juveniles or wounded. In the case of Noerdange, it is suggested that the Long-eared Owl may have landed in the snow during a preying attempt and that the hungry buzzard may have profited from the presence of the owl on the ground to launch an attack. Its attempt to carry the large prey away failed possibly due to the weight and the resistance of the owl and due the disturbance by the observer.

Résumé: Buse variable *Buteo buteo* essaie de capturer un Hibou moyen-duc *Asio otus* ?

Le 16 février 2013 vers 15 heures, une Buse variable *Buteo buteo* a été retrouvée empêtrée avec un Hibou moyen-duc *Asio otus* au sol dans la neige près d'une maison à Noerdange, Luxembourg. La buse essaya d'emmener le hibou avec elle, mais, n'arrivant pas à soulever sa proie, les deux oiseaux se retrouvèrent de nouveau à terre à peine 2 m plus loin. Là, ils restèrent immobiles pour près de cinq minutes. Quand l'observateur voulut s'approcher, la buse entreprit un dernier essai pour soulever le hibou, mais, n'y arrivant pas, elle dut s'envoler seul. Le hibou fut ramassé et amené chez un vétérinaire. Celui-ci constata une plaie à l'aile droite qui cependant n'était pas cassée et l'oiseau était remis en liberté le lendemain.

Normalement, le Buse variable se nourrit d'animaux plus petits, avant tout de souris, mais l'espèce peut attaquer des proies de taille plus grande si le besoin s'en fait sentir. C'est ainsi que, entres autres, des Hiboux moyen-ducs ont été documentés dans les restes de nourriture des buses. On assume cependant que dans la majorité des cas il s'agissait de hiboux jeunes ou malades. Pour ce qui est de l'observation de Noerdange, le scénario suivant semble possible : le Hibou moyen-duc s'est posé à terre lors d'une tentative d'attraper une souris, la buse le voyant au sol a lancé lui-même une attaque. Elle n'a cependant pas réussi à emmener sa proie, probablement parce que celle-ci était trop lourde et qu'elle se défendait, et suite au dérangement par l'observateur.

Waldbaumläufer *Certhia familiaris* sucht Nahrung im Rüttelflug

Liliane Burton, libobi@pt.lu

Baumläufer Certhiidae haben eine eigene, ganz charakteristische Art und Weise der Nahrungssuche. Meistens klettern sie ruckweise an Baumstämmen hoch und durchstößern Ritzen und Spalten der Rinde nach Insekten. Oben angekommen, lassen sie sich im Sturzflug bis an den Fuß des nächsten Baumes fallen und die Suche geht weiter. Sie können aber durchaus auch an der Unterseite horizontaler Äste klettern und sie so absuchen. Öfter werden Insekten nach Schnäpperart Muscicapidae im Flug erhascht (Glutz & Bauer 1993).

Rüttelflug scheint eher die Ausnahme zu sein, denn er wird im „Handbuch der Vögel Mitteleuropas“ gar nicht (Glutz & Bauer 1993), im „Handbook of the Birds of the World“ als „viel weniger häufig“ erwähnt (del Hoyo et al. 2008).

Am 1. Dezember 2012 konnte ich im Waldteil „Biischtert“ bei Bissen zwei Waldbaumläufer *Certhia familiaris* beobachten, von denen einer auf normale Art und Weise seine Nahrung suchte, der andere jedoch ausgiebig den Rüttelflug praktizierte. Etwa armdicke Äste im unteren Kronenbereich von Rotbuchen *Fagus sylvatica* wurden von ihm auf diese Weise abgesucht. Auffallend war, dass der Vogel auch beim Wechsel zu einem Nachbarbaum sofort Äste in dieser Höhe (8 bis 10 Meter) anflug und nicht wie der andere Baumläufer seine Nahrungssuche am Fuße des Baumes begann. Zusätzlich zum Rüttelflug wurde die Unterseite der meist ziemlich waagerechten Äste auch „zu Fuß“ abgesucht, also mit dem Bauch nach oben.

Da ich meinen Fotoapparat dabei hatte, gelang es mir dieses seltene Verhalten im Bild festzuhalten (Abb. 1).



Abb. 1: Waldbaumläufer beim Rüttelflug (Grimpereau des bois en vol sur place, Eurasian Tree-creeper using hovering flight).

Literatur

- Del Hoyo J., A. Elliot & D. Christie eds. (2008): Handbook of the Birds of the World, Vol. 13, Penduline-tits to Shrikes. Lynx Edicions, Barcelona.
- Glutz von Blotzheim U. N. & K. Bauer (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13/ II, Passeriformes (4. Teil) Sittidae – Laniidae. AULA-Verlag, Wiesbaden.

Grimpereau des bois *Certhia familiaris* faisant du vol sur place

Les grimpereaux Certhiidae ont une façon très caractéristique de chercher leur nourriture. Normalement, ils inspectent les troncs d'arbres en grimpant du bas vers le haut à la recherche d'insectes cachés dans les fissures et les interstices de l'écorce. Arrivés en haut, ils se laissent tomber en piqué vers le pied de l'arbre voisin où le même scénario recommence. A part cela, ils sont tout à fait capables de circuler avec la même aisance sur le dessous de grosses branches horizontales. Il leur arrive également de capturer des insectes en vol à la manière des gobe-mouches Muscipidae (Glutz & Bauer 1993).

Le vol sur place par contre semble beaucoup moins répandu ; dans le « Handbuch der Vögel Mitteleuropas » il n'est pas mentionné du tout (Glutz & Bauer 1993); dans le « Handbook of the Birds of the World » il est cité comme comportement « beaucoup moins fréquent » (del Hoyo et al. 2008).

Or, le 1^{er} décembre 2012, j'ai eu l'occasion d'observer dans la forêt « Biischtert » près de Bissen deux Grimpereaux des bois *Certhia familiaris* dont l'un se nourrissait « selon la norme » tandis que l'autre préférait faire du vol sur place et cela avec beaucoup de persévérance. C'est en effet de cette manière que ce dernier explorait systématiquement le dessous et les côtés de grosses branches latérales de Hêtres communs *Fagus sylvatica* à une hauteur d'environ 8 à 10 mètres. Même en changeant d'arbre, il ne descendait pas jusqu'au pied du tronc, mais continuait sa recherche à cette hauteur. En plus du vol sur place, il explorait le dessous des branches également « à pied », agrippé, le ventre en l'air.

Comme j'avais sur moi mon appareil photo, j'ai pu documenter ce comportement rare (Fig. 1).

Eurasian Treecreeper *Certhia familiaris* uses hovering during feeding

Treecreepers Certhiidae have an own, very characteristic way of feeding. Most of the time, they climb trees by convulsive movements and thereby explore fissures and cavities in the bark for insects. After arrival in the top regions, they use a nosedive to reach the bottom of a neighbouring tree where they continue their search by climbing up again. They may also "walk" the downward side of horizontal branches to explore them. Regularly also insects are caught in a flight in the way Old World flycatchers Muscipidae do (Glutz & Bauer 1993) .

Hovering flight appears to occur only exceptionally and is not mentioned at all in the „Handbuch der Vögel Mitteleuropas“ (Glutz & Bauer 1993). According to the „Handbook of the Birds of the World“, it is „much more seldom“ (del Hoyo et al. 2008).

On 1st December 2012, I was lucky to observe two Eurasian Treecreepers *Certhia familiaris* in the part of a forest near Bissen called „Biischtert“. While one was feeding in the usual way, the second extensively used hovering. Branches about as thick as a human arm in the lower crown of Common Beeches *Fagus sylvatica*, were searched in this manner. In addition, it was curious to see that the bird immediately flew to branches in similar height (8-10 m) when changing from one tree to the next. Unlike most conspecifics, it did not start to explore trees from the bottom. In addition to the use of hovering flight, it searched the downward part of rather horizontal branches on foot, with the belly turned upside.

Having my camera with me, I was able to document this rather seldom observed behaviour (Fig. 1).

Index der wissenschaftlichen Namen

A

Acrocephalus palustris 37, 61
Acrocephalus schoenobaenus 38, 61
Acrocephalus scirpaceus 37, 61, 71
Alauda arvensis 61
Alcedo atthis 38, 50
Alopochen aegyptiaca 50
Anas acuta 54
Anas clypeata 54
Anas crecca 50, 83
Anas penelope 50
Anas platyrhynchos 38, 50
Anas strepera 50
Anguilla anguilla 80
Anser anser 50
Anser fabalis 54
Anthus spinoletta 54
Ardea cinerea 29, 51
Asio otus 83
Aythya ferina 51
Aythya fuligula 51
Aythya nyroca 54

B

Botaurus stellaris 54
Branta canadensis 51
Bucephala clangula 51
Buteo buteo 83

C

Casmerodius albus 51
Certhia familiaris 86
Cettia cetti 38
Cinclus cinclus 51
Corvus corone 29
Cottus asper 80
Cottus gobio 80
Coturnix coturnix 38, 61
Crex crex 38
Cygnus olor 51

E

Emberiza schoeniclus 37, 61
Erithacus rubecula 61
Esox lucius 80

F

Fagus sylvatica 86
Fulica atra 38, 51

G

Gallinago gallinago 54
Gallinula chloropus 29, 38, 52

H

Hippolais polyglotta 38
Hirundo rustica 61

J

Jynx torquilla 61

L

Lanius excubitor 1
Larus cachinnans 54
Larus canus 54
Larus michahellis 54
Larus ridibundus 52

Leuciscus leuciscus 80
Locustella naevia 37, 61
Luscinia megarhynchos 38
Lymnocyptes minimus 54

M

Mergellus albellus 52
Mergus merganser 52
Motacilla alba 38
Motacilla cinerea 38, 54

N

Natrix maura 80

P

Phalacrocorax carbo 52
Phragmites australis 60
Phylloscopus collybita 61
Pica pica 29, 83
Podiceps cristatus 31, 52, 77, 80

R

Rallus aquaticus 9, 38, 54
Rutilus rutilus 80

S

Sander lucioperca 80
Saxicola rubicola 38
Scardinius erythrophthalmus 80
Scolopax rusticola 83
Somateria mollissima 54
Sylvia atricapilla 61
Sylvia borin 61
Sylvia communis 37, 61

T

Tachybaptus ruficollis 17, 52, 80
Tadorna tadorna 54
Tringa totanus 54

V

Vanellus vanellus 54