

# Recent developments of the breeding population of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* along the river Sauer and possible causes for the changes in population numbers

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

**Abstract:** The breeding population and the breeding success of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* was surveyed along three sections of the river Sauer in 2012 and 2013. The results were compared to the figures available for the years prior to 2012. It appeared that early in the season the number of territories occupied between Bettendorf and Diekirch was lower in 2012 than previously and it continued to decrease in 2013. In both other sections, Echternach-Bollendorf and Rosport-Steinheim, this number was stable. Within both seasons, the number of breeding pairs encountered during the surveys fluctuated, possibly mostly as a consequence of weather conditions. A continuous downward trend was recorded between Echternach and Bollendorf where anthropogenic disturbances caused by canoes plausibly played a major role in this development. Regular important rises of the water level prevented most grebes from hatching chicks in 2012 and the number of fledglings produced was too low to compensate for winter mortality of adults. The breeding success recovered in 2013 and the fledglings surviving to the next breeding season could provoke a moderate increase of the number of breeding pairs in 2014. Generally, besides the negative effects of heavy rainfall during the breeding season, the clearance of the bank vegetation and the increase in the number of canoes passing between Bollendorf and Echternach during the main breeding season were identified as major threats for the Little Grebe population on the Sauer.

**Zusammenfassung: Die rezente Entwicklung der Brutpopulation des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* an der Sauer und mögliche Ursachen für die derzeitigen Populationsschwankungen**

Die Brutpopulation und der Bruterfolg der Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* entlang von drei Strecken an der Sauer wurde in den Jahren 2012 und 2013 untersucht und mit den Daten aus früheren Jahren verglichen. Zwischen Bettendorf und Diekirch wurde dabei im Jahr 2012 im Vergleich zu den Vorjahren ein Rückgang der früh besetzten Reviere festgestellt. Dieser setzte sich 2013 weiter fort. In den zwei anderen Abschnitten, zwischen Echternach und Bollendorf und zwischen Rosport und Steinheim, blieb die Population konstant. Innerhalb beider Brutzeiten schwankte die Zahl der bei den Erhebungen festgestellten Reviere, wahrscheinlich hauptsächlich unter dem Einfluss der vorherrschenden meteorologischen Bedingungen. Zwischen Echternach und Bollendorf wurde dabei ein kontinuierlicher Abwärtstrend festgestellt, bei dem der alljährlich zunehmende Bootsverkehr in diesem Abschnitt eine entscheidende Rolle spielen dürfte. Die häufigen und starken Regenfälle während des Brutjahrs 2012 verhinderten bei den meisten Zwergtaucherpaaren den Schlupferfolg. So blieb die Anzahl der Jungen, welche die Unabhängigkeit erreichten, viel zu niedrig, um die Wintersterblichkeit der adulten Vögel auszugleichen. Der Bruterfolg erholte sich im Jahr 2013, so dass die flügge gewordenen Jungvögel zu einer leichten Erholung des Zwergtaucherbestands an der Sauer im Jahr 2014 beitragen könnten. Neben den negativen Folgen schwerer Regenfälle für das Brutgeschäft der Zwergtaucher wurden das Abholzen der Ufervegetation sowie die ständig steigende Anzahl der Boote, die während der Hauptbrutzeit die Sauer befahren, als größte Gefahren für den Erhalt einer stabilen Zwergtaucherpopulation auf der Sauer erkannt.

**Résumé: Les développements récents de la population nidificatrice du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* le long de la rivière Sûre et causes probables pour les fluctuations constatées**

La population nidificatrice et le succès de reproduction du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* le long de trois sections de la rivière Sûre ont été suivis en 2012 et 2013 et les résultats obtenus ont été comparés aux données disponibles pour les années antérieures. Entre Bettendorf et Diekirch et par rapport aux années précédentes, une diminution des territoires occupés tôt dans la saison fût constatée en 2012 et cette tendance a continué en 2013. Dans les deux autres sections, Echternach-Bollendorf et Rosport-Steinheim, la population demeurait constante. Pendant les deux périodes de nidification, le nombre de couples de Grèbes castagneux présents fluctuait entre les différents comptages, probablement surtout suite aux conditions météorologiques instables. Une diminution continue dans le courant des deux saisons a cependant été constatée pour la section entre Echternach et Bollendorf. Il est fort probable que le trafic annuellement croissant de kayaks constitue la cause principale de ce développement. Les pluies fréquentes et abondantes de la saison 2012 ont détruit la plupart des pontes avant leur éclosion de sorte que le succès de nidification était beaucoup trop bas pour assurer une compensation complète de la mortalité hivernale de la population. Le redressement de la situation en 2013 était à priori suffisant pour pouvoir contribuer à une légère augmentation de la population nidificatrice en 2014. À côté des conséquences négatives provoquées par des conditions météorologiques défavorables, le déboisement des berges ainsi que la croissance continue du nombre de kayaks qui fréquentent la rivière pendant la saison de nidification principale sont considérés comme des dangers majeurs pour la stabilité de la population de Grèbes castagneux sur la Sûre.

Breeding of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* along the river Sauer in Luxembourg is a relatively recent phenomenon. Between 1986 and 1990, occasional sightings of single birds in March or August were reported from Moestroff, Steinheim, Hinkel and Moersdorf, but no breeding attempts were noticed. In 1993, three successful broods were recorded in the region of Bettendorf and in 1995 at least three pairs bred near Bettendorf and two near Diekirch (Heidt et al. 2002). Thereafter, the section of the Sauer between Bettendorf and Diekirch developed into a stronghold for the breeding of Little Grebes in Luxembourg with a total population of 29-30 BP in 2011 (Konter 2011). Probably from there the settlement of other parts of the river further downstream occurred. Thus, near Steinheim four breeding pairs were reported in 2000 (Konter 2012). Equally positive developments as those along the Sauer may have happened on other Luxembourgish rivers, e.g. on the river Alzette with first breeding records in 1985 near Pettingen-Moersdorf, in 1987 near Ettelbruck and in 1991 near Hunsdorf-Prettingen (Heidt et al. 2002). They contributed to a global national population increase for the species from an estimated 20-30 pairs in the 1980s (Melchior et al. 1987) to perhaps 90-100 pairs around 2010 (Lorgé & Melchior 2010).

Based on a survey of Little Grebes between Bettendorf and Diekirch in 2011, an even higher total population for Luxembourg was plausible (Konter 2011). However, only one year later the situation seemed to have completely changed in this area (Konter 2012). Also in other parts of the river, a lower presence of Little Grebes was apparent in 2012. This prompted further surveys in 2012 and 2013 to investigate whether a reversal of the population trend observed until 2010 had occurred. This article presents recent data about breeding numbers of Little Grebes along three stretches of the Sauer and discusses possible causes for the current development of the population.

## Areas investigated and methods

The surveys concerned three sections of the river Sauer themselves subdivided into subsections. The subdivisions of the sections were necessary to compare the data recorded in 2012 and 2013 with older data that did not always cover the sections defined entirely.

**Section 1** extended from the bridge of Bettendorf (LUREF 83.65/104.42) river up until reaching the first pedestrian bridge in Diekirch (LUREF 79.99/103.73) and covered a total distance of 4.0 km. The related subsections were:

- Subsection 1.1: from the bridge of Bettendorf to an island in the river before reaching Breesbrück (LUREF 80.95/103.84) (distance 1,670 m),
- Subsection 1.2: from this island to the bridge of Gilsdorf (LUREF 80.95/103.84) (distance 1,345 m),
- Subsection 1.3: from the bridge of Gilsdorf to the first pedestrian bridge of Diekirch (distance 985 m).

**Section 2** started from the new bridge of Echternach (LUREF 99.39/97.73) and ended at the bridge of Bollendorf (LUREF 93.67/101.85) covering a total length of 7.1 km. It was subdivided into:

- Subsection 2.1: from the new bridge of Echternach to the old bridge of Echternach (LUREF 98.52/97.65) (distance 1,045 m),
- Subsection 2.2: from the old bridge of Echternach to the inflow of the brook Aesbach (LUREF 96.53/98.67) (distance 2,535 m),
- Subsection 2.3: from the brook Aesbach to an island near Weilerbach (LUREF 95.02/100.67) (distance 2,570 m),
- Subsection 2.4: from the island of Weilerbach to the bridge of Bollendorf (distance 1,950 m).

The **third section** spread from the dam in Rosport (LUREF 104.96/96.63) to the bend of the Sauer upstream of Steinheim/Minden (LUREF 101.81/98.74). It covered 4,450 m and was subdivided as follows:

- Subsection 3.1: from the dam in Rosport to the widening of the river just below the recently excavated lateral arm or oxbow on the German side (LUREF 103.59/97.57) (distance 2,085 m),
- Subsection 3.2: from below the outflow of the German arm to the inflow of the Sauer into a lateral arm or oxbow on the Luxembourgish side just below Steinheim (LUREF 102.51/98.26) (distance 1,495 m),
- Subsection 3.3: from just below Steinheim to the bend of the Sauer above Steinheim/Minden (distance 880 m).

The three sections with a total length of 15.55 km were chosen because they offered a priori a favourable habitat to the Little Grebes. They were accessible and could be easily surveyed. They were known to have held good populations of the species from the year 2000 onward. Fluctuations were expected to be representative for the entire river.

All surveys were carried out from cycling and walking trails existing along the river. With the help of Zeiss binoculars 10x25, all grebes observed were counted. Two grebes encountered and behaving as a pair were counted as one territory. Single grebes were only counted as a territory if in both neighbouring territories upstream and downstream each time a pair was present or if the distribution of the platforms and nests suggested the presence of a separate territory. Two single birds less than 50 m apart were counted as one territory unless both occupied an active nest. During all surveys, data relevant for assessing the breeding success were recorded in addition.

The data collected in 2012 and 2013 were compared to older data available in publications or stemming from own surveys of Little Grebes along the river Sauer in view of presenting a global overview about the recent development of the breeding population.

## Results

### Breeding population and breeding success up to 2011

A rather complete overview of the data relating to the breeding of Little Grebes in the stretch of the river Sauer from Bettendorf stream up was published in Konter (2013). The population there increased between the years 2000 and 2011 reaching roughly 30 BP towards the end of the decade. A survey in 2011 counted 17 BP in the subsection 1.1 between Bettendorf and Blesbrück, 6-7 BP in subsection 1.2 between Blesbrück and Gilsdorf and 6-8 BP in subsection 1.3 between Gilsdorf and Diekirch (Konter 2011). With respect to the breeding success, the limited data available and concentrating in the years 2008-2011 showed that on average 89% of the pairs successfully hatched chicks (n=70). The family size of pairs with hatching success was of 2.40 chicks (n=67). It was 2.10 chicks for all pairs (n=70). The fledging success of pairs with successful hatching was 1.27 (n=30) and for all pairs, it was 1.12 (n=26) (Konter 2013).

Little Grebes may have populated the stretch of the Sauer between Echternach and Bollendorf only around the year 2000. Own irregular surveys in the area showed strong increases of breeding pairs from 2005 onwards reaching 10 BP in 2009, 15 BP in 2010 and even 18 BP in 2011. Data about the breeding success were too scant for calculating parameters.

A first complete survey in subsections 3.1 and 3.2 between Rosport and Steinheim was executed in 2008 and it found 11-13 BP. Another 2 pairs were detected a bit later in the season in subsection 3.3 near Minden. Due to the excavation works of two oxbows enhancing the protection from flooding of the adjacent settlements, subsection 3.2 became unavailable for nesting during the years 2009 and 2010. Consequently, the breeding population of Little Grebes was lower in both years. The decrease there may have contributed to the increases noticed at the same time between Echternach and Bollendorf. Data relating to the breeding success in section 3 are all based on the results of 2011 for subsection 3.2 when first pulli hatched already in April or early May. The eight pairs present experienced eight times successful hatching and they fledged a minimum of 22 young. Thus, their fledging success was 2.75 (Konter 2012).

Table 1 summarizes the population and breeding data for the years up to 2011.

**Table 1. Annual numbers of Little Grebe territories per section (n. a. = figure not available).**

| Section                  | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | Pairs with succ. hatching | Family size of succ. pairs | Family size of all pairs | Fledg. succ. of pairs with succ. hatching | Fledging success of all pairs |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|---------------------------|----------------------------|--------------------------|-------------------------------------------|-------------------------------|
| Bettendorf<br>Diekirch   | 21   | n.a. | n.a. | 26   | 28   | 31   | 89%                       | 2.40                       | 2.10                     | 1.27                                      | 1.12                          |
| Echternach<br>Bollendorf | n.a. | 5    | n.a. | 10   | 15   | 18   | n.a.                      | n.a.                       | n.a.                     | n.a.                                      | n.a.                          |
| Rosport<br>Steinheim     | n.a. | n.a. | 15   | 8*   | 8*   | 14   | 100%                      | 4.0                        | 4.0                      | 2.75                                      | 2.75                          |

\* due to the excavation works of the oxbows in Steinheim, a major part of the section was not available in 2009 and 2010.

The highest breeding population for the entire area investigated was found in 2011 with a total of 63 BP. On average, 90% of the pairs present successfully hatched chicks. The mean family size consisted of 2.57 chicks for pairs with successful hatching and of 2.29 chicks for all pairs. The mean fledging success was 1.58 for successful pairs and 1.50 for all pairs.

### **Breeding population and breeding success in 2012 and 2013**

**2012:** Concerning the stretch between Bettendorf and Diekirch, a detailed account for the breeding season of 2012 was published (Konter 2012). The highest breeding population was found in mid-April with a total of 24 BP. Whereas the breeding population between Bettendorf and Blesbrück remained rather stable throughout the year with always 14–15 BP, it fluctuated more between Blesbrück and Gilsdorf (2–5 BP) and between Gilsdorf and Diekirch (3–6 BP) (Table 2). Due to the meteorological conditions during spring and summer 2012, only four pairs experienced successful hatching. From 10 chicks hatched, only five fledged. Thus, the fledging success for all pairs was 0.22 young (Table 3). Overall, only two very early clutches, initiated already in March, and two late clutches with hatching in September were successful (Table 4).

Between Echternach and Bollendorf, surveys in May recorded 17 territories. The stretch between the two bridges of Echternach held a single pair that was no longer observed later in the season. Between Echternach and Aesbach, 9 territories existed early in the season. By mid-July, their number had shrunk to 6. Between Aesbach and the bridge of Weilerbach, only one of two territories survived to the end of July. Finally, between Weilerbach and Bollendorf, the number of breeding pairs decreased from 6 to 4 in the same period (Table 2). No successful breeding was observed in section 2 (Table 3). However, a late successful brood cannot be entirely excluded, but is unlikely. The area was not surveyed in September. However partial surveys in August did not detect any nests.

14 territories were recorded between Rosport and Minden. Whereas 3 BP were present throughout the year at the dam of Rosport, another 2 BP were present upstream from Rosport camping. Subsection 3.2 including both excavated oxbows held 7 pairs. Further upstream, 2 additional territories existed. Throughout the season, the number of territories remained rather stable in all subsections (Table 2). At least 8 pairs bred successfully. They produced a minimum of 24 pulli of which at least 14 reached independence (Table 3). Successful pairs hatched their chicks in June (2), July (3) and August (3) (Table 4).

**2013:** During the breeding season, a maximum of 8 pairs (March, July) and a minimum of 5 pairs (June) were recorded in subsection 1.1. In subsection 1.2, the population fluctuated much. While 3 pairs were present by the end of March, none was left in June, one was again present in July and there were temporarily 2 in August. As most pairs were recorded close to the border to subsection 1.3, it is likely that one or two pairs occasionally changed between both subsections. Only one pair may have been present more or less permanently. With 6 pairs recorded by the end of March, the early season looked quite promising in subsection 1.3. Further surveys between June and September revealed however that only three pairs had established themselves firmly while a fourth pair had difficulties in gaining access and it had to change the location of its territory several times (Table 2).

A minimum of 7 pairs bred in subsection 1.1, at least 6 of them successfully. They fledged at least 16 offspring. From 5 pulli hatched by one pair, three reached independence, another pair fledged four chicks, one pair fledged three chicks and three pairs fledged two chicks each. In subsection 1.2, no nesting was recorded. However in September one juvenile was observed there and it may have hatched within the subsection. In subsection 1.3, 4 pairs bred. One pair experienced two successful broods. From the first, 5 pulli hatched of which three reached independence. From the second, two pulli survived to the age of two weeks. They may have become independent. A second pair only hatched three pulli, all of which became fully grown. The third pair was incubating for the second time when it cared for a chick about four weeks old. The latter fledged. The second clutch may not have been successful as no pulli were recorded later. The

last pair fledged two chicks very late in the season (Table 3). The first pulli only appeared after mid-July in section 1, the last in early September (Table 4).

Between the bridges of Echternach (subsection 2.1), no stable establishment of a pair occurred. Only sporadically one or two Little Grebes were recorded there. In subsection 2.2, 9 pairs were present in late March, but only 5 stayed into June and July. Also 5 pairs were present in subsection 2.3 early in the breeding season, 4 of them stayed until at least August. In subsection 2.4, only 3 pairs were recorded early of which 2 nested later (Table 2).

Three or four of the pairs in subsection 2.2 of Echternach bred successfully. One pair fledged 3 and another 2 pulli. The third pair may have been twice successful, fledging 4 and 5 pulli. In subsection 2.3, 3 pairs experienced successful hatching. Two of them fledged a total of 3 pulli. The third pair may not have fledged any young. Three pairs hatched pulli in subsection 4. One nest was found when the first pullus hatched. Intense search two weeks later was unsuccessful in finding a family. The second pair hatched 4 chicks of which possibly only 2 reached independence. The third pair fledged 2 young (Table 3).

Between Rosport and Steinheim up to 6 pairs were present in subsection 3.1 by early April. Five of them stayed for breeding. In subsection 3.2, 34 Little Grebes were counted on 2 April and 28 on 8 April. A major part of these later continued their migration or dispersed to other breeding grounds in the vicinity. A maximum of 7 pairs was recorded between end of June and early September. In subsection 3.3, one pair was present by mid-March and 2 pairs by the end of April. During summer, always only one pair could be found (Table 2).

**Table 2: Territorial population early (end of March /early April) and during the season (May to August) and pairs with hatching success per section of river.**

| Year | Section 1, Bettendorf |                 |                | Section 2, Echternach |                 |                | Section 3, Steinheim |                 |                |
|------|-----------------------|-----------------|----------------|-----------------------|-----------------|----------------|----------------------|-----------------|----------------|
|      | Terri-<br>tories      | Season<br>pairs | Succ.<br>pairs | Terri-<br>tories      | Season<br>pairs | Succ.<br>pairs | Terri-<br>tories     | Season<br>pairs | Succ.<br>pairs |
| 2012 | 24                    | 20-24           | 4              | 17                    | 10-15           | 0              | 14                   | 12-14           | 8              |
| 2013 | 17                    | 9-15            | 11             | 18                    | 11-14           | 10             | 15                   | 13              | 10*            |

\* For two pairs not further surveyed, the success is unknown. At least two pairs were twice successful so that the number of successful broods was 12.

River up from Rosport, at least 2 pairs bred successfully fledging 4 and one chick in subsection 3.1. For 2 pairs, the fledging success is unknown as they were insufficiently surveyed. At least 9 successful broods occurred in subsection 2 and at least 2 pairs were twice successful in hatching chicks. 25 pulli were recorded when at least two weeks old. The total number of fledglings was at least 22 young. A count of all grebes in subsection 3.2 found 54 individuals on 23 October. A count of only adults one month earlier resulted in only 29 birds. The increase could indicate an even higher number of fledglings although there may have been immigration from other places by that time of the year. In this context, it is noteworthy that one pair could no longer be followed in summer as bushes obstructed the view to its nesting place. Additional second broods may not have been detected as occasionally the accuracy of the surveys suffered from disturbances by boating in the area. During these perturbations, the distribution of the families inside the subsection was altered and all grebes tried to hide as much as possible. In subsection 3.3, one pair fledged 3 chicks. It was nesting again by mid-August. The fate of this clutch is unknown. A survey in mid-October did however not detect any juveniles in this subsection (Table 3).

**Table 3: Breeding success along the three stretches of the river Sauer in 2012 and 2013**, with per stretch the percentage of pairs with successful hatching, the total minimum of pulli hatched, the total minimum of pulli fledged, the fledging success per successful pair and the fledging success per early territory.

| Year | Section 1 — Bettendorf  |            |              |                           |                      | Section 2 — Echternach  |            |              |                           |                      | Section 3 — Steinheim*  |            |              |                           |                      |
|------|-------------------------|------------|--------------|---------------------------|----------------------|-------------------------|------------|--------------|---------------------------|----------------------|-------------------------|------------|--------------|---------------------------|----------------------|
|      | Pairs with succ. hatch. | Min. pulli | Min. fledgl. | Fledg. succ. / succ. pair | Fledg. succ. / terr. | Pairs with succ. hatch. | Min. pulli | Min. fledgl. | Fledg. succ. / succ. pair | Fledg. succ. / terr. | Pairs with succ. hatch. | Min. pulli | Min. fledgl. | Fledg. succ. / succ. pair | Fledg. succ. / terr. |
| 2012 | 16.7%                   | 10         | 5            | 1.25                      | 0.21                 | 0%                      | 0          | 0            | 0                         | 0                    | 57.1%                   | 24         | 14           | 1.75                      | 1.00                 |
| 2013 | 64.7%                   | 43         | 28           | 2.55                      | 1.65                 | 55.6%                   | 41         | 21           | 2.10                      | 1.17                 | 76.9%                   | 38         | 30           | 3.00                      | 2.31                 |

\* Figures of 2013 based on 13 territories as two pairs were not further surveyed.

**Table 4: Time periods with successful hatching per section in 2012 and 2013 (n=number of nests with hatching).**

| Time period | 2012<br>Bettendorf | 2012<br>Echternach | 2012<br>Steinheim | 2013<br>Bettendorf | 2013<br>Echternach | 2013<br>Steinheim | Total 2012 | Total 2013 |
|-------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|-------------------|------------|------------|
| 16-30 April | 2                  |                    |                   |                    |                    |                   | 2          | /          |
| 1-15 May    |                    |                    |                   |                    |                    |                   | /          | /          |
| 16-31 May   |                    |                    |                   |                    |                    |                   | /          | /          |
| 1-15 June   |                    |                    | 1                 |                    |                    | 1                 | 1          | 1          |
| 16-30 June  |                    |                    | 1                 |                    |                    |                   | 1          | /          |
| 1-15 July   |                    |                    | 2                 |                    | 1                  | 4                 | 2          | 5          |
| 16-31 July  |                    |                    | 1                 | 4                  |                    | 1                 | 1          | 5          |
| 1-15 Aug.   |                    |                    | 3                 | 2                  | 2                  | 3                 | 3          | 7          |
| 16-31 Aug.  |                    |                    |                   | 3                  | 5                  | 3                 | /          | 11         |
| 1-15 Sept.  | 2                  |                    |                   | 2                  | 2                  | 1                 | 2          | 5          |
| Total       | 4                  | 0                  | 8                 | 11                 | 10                 | 12                | 12         | 33         |

## Comparison of results

If until 2011 Little Grebe populations in the three sections were either increasing or stable, this appeared to have changed with the breeding season of 2012. In section 1 (Bettendorf – Diekirch), the total number of occupied territories decreased from the maximum of 30 or 31 in 2011 to 24 in 2012 and to only 17 in 2013 (-45% in total). A moderately negative trend subsisted also within both last years when counts between June and August generally found lower numbers of breeding pairs than earlier in the season.

In the sections 2 (Echternach – Bollendorf) and 3 (Rosport – Steinheim), the number of territories occupied early remained rather stable in the years 2012 and 2013 when compared to previous highs. In section 2, a clear downward trend was then noticeable in the course of each breeding season. From 17 or 18 early territories a minimum of two and up to seven were abandoned later. In section 3, the number of breeding pairs was more stable and only a very slight reduction in the number of breeding pairs by one or two units was experienced.

The breeding success fluctuated much between 2012 and 2013 and between the three sections. In Bettendorf - Diekirch, pairs with successful hatching represented only 17% in 2012 and 65% in 2013. Both figures were lower than the 89% calculated for the years prior to 2012. The situation was even worse in section 2 where probably no hatching occurred in 2012. 55% of the pairs knew successful hatching in 2013. In comparison to the other two sections, the hatching success in section 3 was really high in 2012 (57%), but far below the 100% indicated for the period prior to 2012. It increased in 2013 to reach 77% and, thereby, was higher than in section 1.

The fledging success per pair with successful hatching remained high in sections 1 and 3 in 2012 and in all sections in 2013. The results change however drastically if we consider the number of fledglings per territory. Overall, the year 2012 registered a low breeding success: with 0.21 fledglings per territory in section 1 and probably no fledgling in section 2, both populations were far less successful than in preceding years. In view of these figures, the fledging success of 1.0 in section 3 must be considered satisfactory although it was much lower than the previously recorded 2.75 for this section or the 1.50 for all sections. While in 2012 the total fledging success was 0.35, it recovered in 2013: the different sections contributed 1.65, 1.17 and 2.31 fledglings per pair to a global success rate of 1.58. Only in section 2, the fledging success was below average. It was higher than in the years preceding 2012 in sections 1 and 2 and slightly lower in section 3.

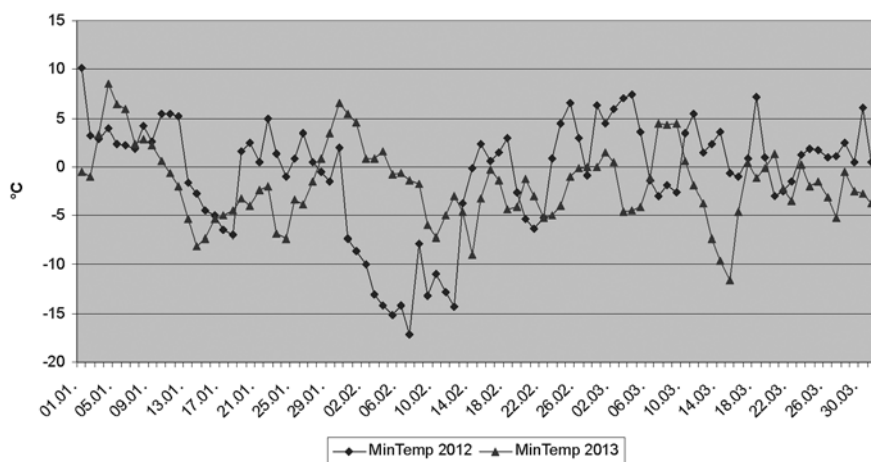
### Temperature, rainfall, water level fluctuations and possible influence on population numbers

Bird species wintering locally may suffer from severe winter conditions that can have negative consequences on food availability and survival. For species that build their nests on the water surface, rainfall and fluctuating water levels can endanger their reproduction success which may have negative consequences on the breeding population of the next season. In how far winter and summer weather conditions may have had negative consequences for the Little Grebes is investigated in the following.

**- Influence on winter population:** The wintering population of Little Grebes on the river Sauer is quite important. It is not known in how far the individuals present are part of the local breeding population or represent a winter influx from elsewhere. Total counts in the three sections investigated here, but excluding subsections 2.4 and 3.3, found the highest population for the winter of 2011-12 in the first half of December with 172 individuals. A count in the first half of January found 95 individuals whereas in the second half 143 individuals were present. In late February, 94 individuals were counted and in early March 130 individuals. During the winter of 2012-13, the highest count of 107 individuals occurred twice, once in late November and once in early March. Additional counts between both dates found between 60 (first half of January) and 85 individuals (second half of December and second half of February). The population fluctuated much in both winters, possibly under the influence of occasional cold and warm spells when individuals moved between standing and flowing bodies of water.

**Table 5: Daily mean and low temperature in °C – averages per month.**

|                     | Winter 2011-2012 |             | Winter 2012-2013 |             | 30-year average |
|---------------------|------------------|-------------|------------------|-------------|-----------------|
|                     | Daily low        | Daily mean  | Daily low        | Daily mean  |                 |
| October             | 5.62             | 10.55       | 5.17             | 9.67        | 9.0             |
| November            | 3.42             | 6.34        | 3.47             | 6.03        | 4.0             |
| December            | 1.96             | 4.66        | 0.86             | 3.20        | 1.8             |
| January             | 0.96             | 3.66        | 4.68             | 1.22        | 0.6             |
| February            | -4.83            | -0.73       | -2.31            | 0.14        | 2.3             |
| March               | 1.70             | 8.39        | -2.06            | 2.36        | 6.0             |
| <b>Total period</b> | <b>1.53</b>      | <b>4.54</b> | <b>0.75</b>      | <b>3.82</b> | <b>4.0</b>      |



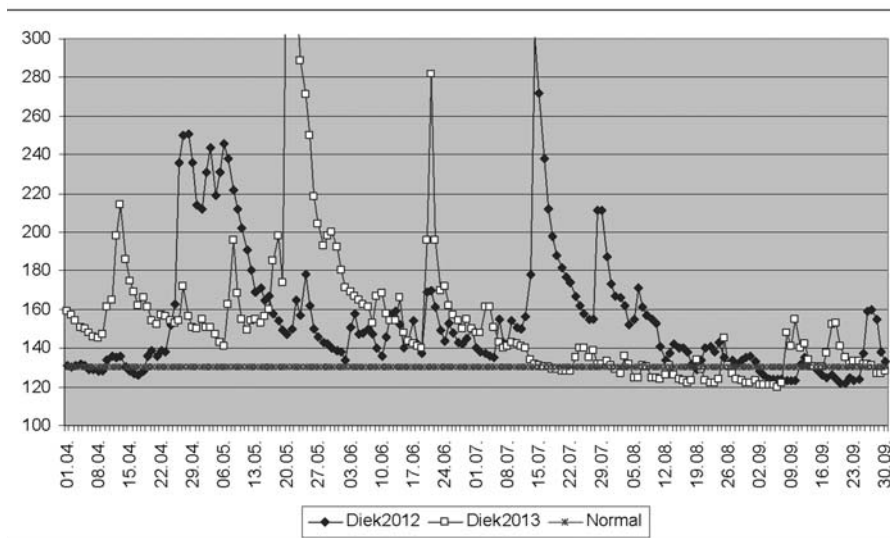
**Fig. 1.: Daily minimum temperature between January and March in 2012 and 2013.**

Winter survival of locally wintering Little Grebes depends on temperatures and the duration of colder periods. During both winters preceding this study, temperatures between October and early January probably did not set many problems to the grebes staying on the Sauer (Table 5). From mid-January to mid February 2012, much lower temperatures occurred with daily minimums below -10° C (Fig. 1) and daily means fluctuating between -4.7 and -11.5° C from 2 to 12 February. Similarly low temperatures were not observed between January and March 2013. However, daily lows remained mostly below 0° C from 11 January to early April with some short interruptions (Fig. 1). The mean minimum temperature during this period was -2.3° C and the mean daily average temperature was only 0.8° C.

- **Influence on the breeding success:** Nesting in a flowing body of water is problematic for birds that build a swimming nest. I assumed that water levels of 130 cm at Diekirch and of 70 cm at Bollendorf are ideal for the nesting of the Little Grebes inside the corresponding sections and that during incubation water level fluctuations should be limited. They should generally not exceed increases of 10 cm although nests well protected from the current may under favourable circumstances survive to increases of maximum 15 cm from the ideal level. Provided that the increases do not occur in a very short lap of time (one or two days), the grebes would have enough time to save their nests by intensified building activity. In general, decreases would be better supported. The time needed from egg laying to hatching is expected to be about 21 days. With these limitations in mind, I investigated the daily data about water levels for periods during which all conditions for successful nesting were fulfilled and thereby provided opportunities to the grebes for successful hatching.

In Diekirch, the conditions for successful hatching were seldom fulfilled in 2012. An early time span of maximum 25 days already started in March and ended with a water level increase of 14 cm in a single day on 24 April. Its starting point may have been too early for most pairs. Until 22 June, no suitable period of 21 days occurred. Either water levels were above 150 cm or daily increases of more than 14 cm or both were recorded. The next 20 days experienced lower water levels of 135 to 150 cm which could have been acceptable to the grebes, but then the water levels rose by 28 cm within two days. Thereafter, they remained too high until well into August when good nesting conditions became available at around 10 August and remained in place until well into September (Fig. 2).

In 2013, early water levels were too high for successful nesting and they remained too high or fluctuated too much until early July. From 4 July onwards, successful nesting became possible until 25 August (water level increase of 20 cm within one single day), provided the pair was able to cope with occasional short term water level fluctuations below 10 cm per day. Thereafter, important fluctuations started again early in September (Fig. 2).

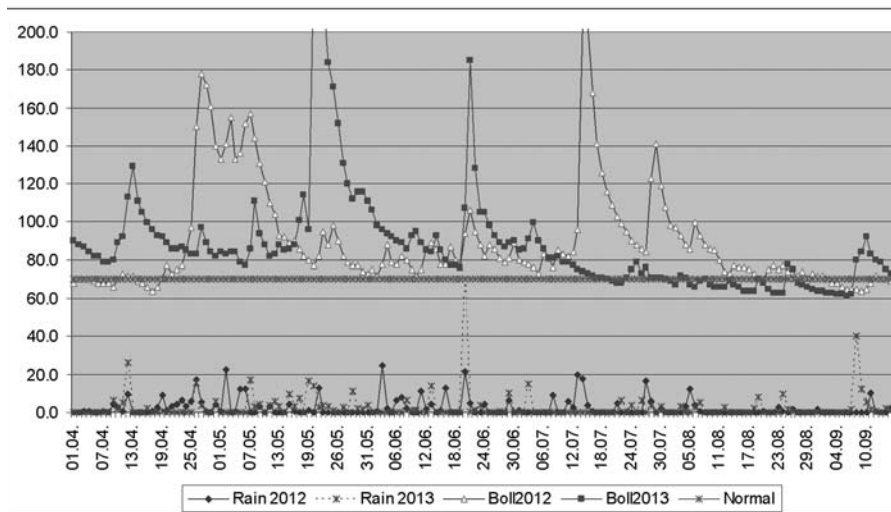


**Fig. 2: Daily water levels in cm of the Sauer at Diekirch in cm during the breeding seasons of 2012 and 2013.**

In the section of the Sauer between Echternach and Bollendorf early nesting could have been theoretically successful in 2012, provided that hatching occurred at the latest on 25 April. Thereafter, water levels remained mostly high and fluctuated much until well into August. Clutches started at the earliest on 8 August may again have been successful as water levels remained quite stable until after mid-September. On 11 September, a total of 10.3 litre of rain per m<sup>2</sup> fell, but provoked only a global increase of the water level of 3-4 cm (Fig. 3). It may nevertheless have had negative impacts on very late clutches.

The year 2013 offered acceptable conditions at the earliest from 7 July onwards. They remained favourable until 25 August when a temporary increase of the water level by 15 cm occurred, followed by a quick drop on the next two days. Existing nests may have had a chance to survive to this event if favourably located. In this case, incubation could have been continued and could have led to successful hatching prior to 8 September when a new increase by 18 cm was registered (Fig. 3).

The data of the water level at Diekirch and Bollendorf cannot be directly applied to section 3 and, unfortunately, between Rosport and Steinheim, no control point measuring the water level fluctuations exists. We can however be rather confident that the fluctuations occurring in Diekirch and Bollendorf are translated into fluctuations in the same sense at Steinheim where however the widening of the riverbed provided by the excavation of the oxbows greatly reduces their amplitude. As a consequence, nests located in section 3 may survive during periods when the nests located in the two other sections are flooded and torn away by the current. This is illustrated by the hatching phenology of 2012 when from May to July, all platforms in sections 1 and 2 were destroyed while some platforms in section 3 successfully hatched chicks (Table 4).



**Fig. 3: Daily water levels of the Sauer at Bollendorf in cm and rainfall at Echternach in l/m<sup>2</sup> during the breeding seasons of 2012 and 2013.**

## Discussion

The total population of Little Grebes in the three sections of the river Sauer under review reached 63 pairs in 2011. The number of early territories fell to 55 in 2012 and to 50 in 2013, a downward trend not experienced previously and triggered quasi-exclusively by the decrease in the number of breeding pairs in section 1 between Bettendorf and Diekirch. This stretch of the river was a stronghold of the species and experienced rather dense breeding just prior to 2012 (Konter 2011). The collapse in numbers in 2012 was analyzed in detail (Konter 2013). A major reason was detected in the clearing of the bank vegetation during the winter of 2011-12. This action destroyed the breeding habitat of Little Grebes in subsections 1.2 and 1.3 where thereafter the population decreased dramatically. It cannot be excluded that other factors such as a natural correction of breeding territories in an over-populated habitat or high losses in locally wintering grebes did contribute to this development. With stable numbers in sections 2 and 3, a high winter tribute seems however unlikely to have played an important role. This could be true also for 2013 when the decrease in the number of territories exclusively concerned section 1. This suggests that intrinsic habitat conditions are essential for the settlement of Little Grebes on the Sauer.

Considering the fluctuations of the population within a season, we may conclude that they were very limited in section 3, not very important in section 1 and most pronounced in section 2. A phenomenon affecting similarly sections 1 and 2 were the regular and important rises of the water level in 2012 and 2013. Generally, surveys quickly following such events found lower numbers of Little Grebes, possibly because pairs having lost their platforms or nests could have chosen to explore alternative sites outside the stretches under survey. However, whereas in section 1 the number of occupied territories could increase again, it steadily decreased seasonally in section 2. This could indicate that besides the hazards of the weather, other causes were responsible for the development there. Over the last years, a constant increase in canoe traffic occurred between Bollendorf and Echternach. Within a season, the daily number of boats passing increases from May onwards and culminates during summer holidays in July and August. In parallel, the number of pairs present inside this section decreased in 2012 and 2013. Most grebes react to passing canoes by hiding and fleeing. As the disturbances caused by the canoes do not cease, some pairs may at the end abandon their territories.

In section 3, water level fluctuations were more limited and did not destroy existing nests as often as in both other sections. This is also illustrated by hatchings in June and early July when nests in other sections were flooded. In addition, boat traffic is mostly absent from Steinheim. This could explain why the number of territories established there remained rather stable within both seasons.

A factor so far not discussed when trying to explain the yearly fluctuations in the number of occupied territories is recruitment during the preceding season. Population numbers can only remain stable if winter mortality of adults is compensated by survival of fledglings from the preceding season or immigration. Immigration presupposes "overproduction" or degradation or loss of habitat in other areas. In how far immigration may have occurred cannot be analyzed here. We can however calculate in how far the fledging rates observed on the river Sauer were potentially sufficient for compensating winter loss based on a yearly survival rate of 0.6 (Abt & Konter 2009). This rate indicates that 40% of the adults would not survive to the next season and would need to be replaced by fledglings that are themselves subject to a comparable mortality rate of 40%. Therefore, compensation is only possible by fledging rates of 1.3 young/pair or higher. This rate was obtained in none of the sections in 2012. For the total of 55 territories (110 adult grebes), winter loss should have been 44 adults. From 19 fledglings, only 12 would have survived to 2013 leading to a natural decrease in the number of pairs by 16. As the observed decrease in the number of territories was less than half of this figure, higher survival or other factors than survival and fledging may have contributed positively to the demographic development. In 2013, the initial number of territories was 50, indicating a winter loss of 40 adults. From 79 fledglings, 47 should survive to the breeding season of 2014 and this would theoretically lead to a slight increase in the number of occupied territories by 3-4 units.

The results of the study suggest that the breeding population of the Little Grebes on the river Sauer reached its culminating point around the year 2010 when a consolidation process could have been started. The downward correction may have been too important, partially due to weather conditions and partially due to anthropogenic causes. In the short term, more prudent policies with respect to bank clearance from vegetation and anthropogenic disturbances could contribute to a consolidation of the breeding population at the present level. Wildlife interests are generally not the primary concern in areas of multiple use, but in many instances, they can be protected by judicious management based on sound knowledge (Wolf 1955).

### Acknowledgement

I am grateful to Achim Wehnert for always promptly providing the meteorological data of Echternach and to Daniel Göhlhausen for regularly putting the data of the water levels in Diekirch and Bollendorf at my disposal and to Jean Weiss for useful comments during the revision process. Many thanks also to my wife Maria who participated in many of the surveys.

### References

- Abt K. & A. Konter (2009): Survival rates of adult European grebes (Podicipedidae). *Ardea* 97:313-321.
- Heidt C., A. Konter, P. Lorgé & J. Weiss (2002): Tätigkeitsbericht 1985-1997 der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie. *Regulus WB* 19: 1-86.
- Konter A. (2010): Wasservögel an der Sauer im Raum Echternach: Bestand und Ausblick. *Regulus WB* 25: 41-55.
- Konter A. (2011): High population density and early brood of Little Grebe *Tachybaptus ruficollis*. *Regulus WB* 26: 26-29.
- Konter A. (2012): Die ornithologische Entwicklung der Sauer bei Steinheim seit Abschluss der Hochwasserschutzmaßnahmen. *Regulus WB* 27: 54-72.
- Konter A. (2013): Ein schwieriges Brutjahr 2012 für die Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* auf der Sauer. *Regulus WB* 28: 17-30.
- Lorgé P. & E. Melchior (2010): Vögel Luxemburgs. LNVL.
- Melchior E., E. Mentgen. R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNVL.
- Wolf K. (1955): Some effects of fluctuating and falling water levels on waterfowl production. *Journal of Wildlife Management* 19: 13-23.

# Anthropogenic disturbances to Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* breeding along the river Sauer (Luxembourg / Germany): an analysis of their reactions to different disturbing factors and possible consequences at population level

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

**Abstract:** Recent population declines of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* nesting along the river Sauer triggered this study about their visible behavioural responses to various anthropogenic disturbances. It found equally weak reaction levels towards cyclists and pedestrians passing and equally strong levels towards humans on the shore and canoes passing, but significant differences between both groups of disturbances. For each disturbing factor, reactions levels were generally higher during clutch initiation. They decreased during clutch completion, possibly as a consequence of greater tolerance, and increased again with hatching. Nest location failed to have consistently a statistically significant influence on the grebes' reactions although a greater distance of the track alonging the river to the bank and a better nest cover seemed to be of advantage. Isolated observations insinuated negative effects of angling and canoe traffic leading to final nest desertion if the disturbance was continued. Direct consequences of disturbances that lead to momentary nest desertion may consist in increased chances for platform usurpation or egg predation by Moorhens *Gallinula chloropus*. Prolonged incubation as a consequence of egg neglect enhances the likelihood of nest flooding. Population declines observed since 2011 were not unequivocally attributable to human disturbances, but this idea is supported by other studies. The concept of Natura 2000 may not provide adequate protection for the Little Grebes on the Sauer. Additional measures are needed. To be efficient, these must be coordinated between the Luxembourgish and German authorities.

## Zusammenfassung: **Anthropogene Störungen der Brutpopulation des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* an der Sauer (Luxemburg/Deutschland): eine Analyse der Reaktionen auf unterschiedliche Störfaktoren und mögliche Folgen für die Gesamtpopulation**

Der in den letzten Jahren festgestellte Rückgang der Brutpopulation des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* an der Sauer motivierte diese Studie über deren sichtbare Verhaltensreaktionen auf verschiedene anthropogene Störfaktoren. Dabei wurde festgestellt, dass die Reaktionen gegenüber vorbei fahrenden Radfahrern und Fußgängern relativ gering ausgeprägt waren, während die Präsenz von Menschen direkt am Ufer und vorbei paddelnde Kanus signifikant höhere Reaktionen hervorriefen. Für jeden Störfaktor gilt aber, dass die Reaktionen bei Legebeginn stärker sind und sich im Verlauf des Brütens abschwächen, wahrscheinlich eine Folge einer größeren Toleranz während dieser Phase. Mit Schlupfbeginn sind sie dann wieder erhöht. Die Lage des Nestes hatte statistisch gesehen keinen dauerhaften signifikanten Einfluss auf die Reaktionen der Zwergtaucher, eine größere Distanz des Uferwegs zum Ufer und ein besserer Sichtschutz durch die Ufervegetation schienen aber von Vorteil zu sein. Einzelbeobachtungen dokumentierten negative Folgen des Angel- und des Kanusports auf das Brutgeschäft der Zwergtaucher. Wenn die davon ausgehenden Störungen zu lange anhielten, konnten sie zur definitiven Brutaufgabe führen. Störungen, die ein kurzzeitigeres Verlassen des Nests bewirkten, erhöhen die Chancen für die Übernahme einer Nistplattform oder der Zerstörung des Geleges durch Teichhühner *Gallinula chloropus*. Auch kann sich hierdurch die Bebrütungsdauer eines Geleges und damit gleichzeitig das Risiko einer Zerstörung des Nests durch Hochwasser erhöhen. Der Rückgang der Zwergtaucherpopulation seit 2011 ist nicht eindeutig den anthropogenen Störungen allein zuzuweisen. Die negativen Auswirkungen sind aber prinzipiell durch andere Studien belegt. Das Konzept der Natura-2000 Gebiete scheint den Zwergtauchern an der Sauer keinen ausreichenden Schutz zu bieten; zusätzliche Maßnahmen sind erforderlich. Wenn diese greifen sollen, ist eine bessere Koordination zwischen den deutschen und luxemburgischen Behörden zwingend erforderlich.

**Résumé: Perturbations anthropogéniques de la population nicheuse du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* sur la Sûre (Luxembourg/Allemagne): une analyse des réactions face à différents facteurs perturbateurs et conséquences pour la population**

Dans le courant des dernières années, une diminution du nombre de couples de Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* nidifiant sur la Sûre fut observée. Cette constatation était à l'origine de la présente étude des réactions perceptibles des oiseaux vis-à-vis de différentes perturbations occasionnées par les hommes. Il est que l'intensité des réactions face aux cyclistes et promeneurs passant était relativement faible, voir proche e zéro. La présence de l'homme directement à la berge ainsi que le passage de canoës provoquaient des réactions significativement supérieures. La règle suivante vaut cependant pour tous les facteurs perturbateurs: les réactions des grèbes sont plus fortes à l'initiation des pontes et diminuent dans le courant de la couvaison, probablement une conséquence d'une plus grande tolérance des oiseaux pendant cette phase. Avec le début de l'éclosion des œufs, l'intensité des réactions augmente à nouveau. Le placement du nid n'avait statistiquement pas d'incidence significative durable sur les réactions es Grèbes castagneux, une plus grande distance face aux chemins longeant la rivière et une meilleure couverture par la végétation riveraine semblaient cependant être favorables. Des observations isolées documentent les conséquences négatives de la pêche et du canoéisme sur la nidification des Grèbes castagneux. Si les perturbations qui en résultaient duraient pendant trop longtemps, elles pouvaient conduire à l'abandon des couvées. Les perturbations qui provoquent un abandon momentané de la couvaison augmentent les chances d'usurpation de nids et de destruction de pontes par des Gallinules Poule d'eau *Gallinula chloropus*. En même temps, elles risquent d'augmenter les durées de couvaison et par conséquence les chances de destruction du nid par inondation. La diminution de la population nicheuse du Grèbe castagneux constatée depuis 2011 ne peut pas être attribuée avec certitude aux seules perturbations anthropogéniques. Les effets négatifs ont cependant pu être établis par d'autres études. Le concept des zones Natura-2000 ne semble pas protéger suffisamment les Grèbes castagneux de la Sûre, au contraire. Des mesures de protection supplémentaires sont nécessaires. Pour que celles-ci mènent au succès, une meilleure coordination entre les autorités luxembourgeoises et allemandes est requise.

The disappearance of ponds and smaller oxbows of rivers as a consequence of their usage for rubbish and rubble dumps led to a decline of the total population of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* in Luxemburg to only 12 breeding pairs (BP) in the 1960s. The creation of artificial bodies of waters such as gravel pits and barrage lakes triggered a partial recovery in the 1980s when 20-30 BP were counted. However, the species continued to be listed as highly threatened in Luxemburg (Melchior 1982, Melchior et al. 1987). An important expansion of the population was observed in the 1990s when Little Grebes started to use flowing waters for breeding. This was predominantly the case of the rivers Sauer (Konter 2010, 2011, 2012) and Alzette and the national breeding population was approaching 100 BP in 2010 (Lorgé & Melchior 2010).

When the expansion of Little Grebes started, human presence on the paths longing the rivers and directly on the banks was not very intense, except locally inside bigger villages or along camping grounds. Also, canoe passage was rather occasional. The resulting rather low level of disturbances led to the supposition that the species might either be not very sensitive to human presence or adapt quickly to it. The growing river population on the Sauer a priori supported this idea and seemed to contradict any harmful consequences of the rapidly expanding human leisure activities. In recent years, indications for a decline in breeding numbers and in breeding success of Little Grebes appeared and isolated observations of grebe behaviours suggested that the birds could well be disturbed. This triggered a need for investigation. There is however no simple method for measuring short term responses of animals to different disturbing factors and to relate them to long term developments in breeding numbers or to breeding success. Changes in time or in space of both parameters may not always be (entirely) related to the disturbance levels found. They could alternatively be (partially) due to changes in weather, habitat conditions or other parameters.

For measuring the reactions of Little Grebes to different anthropogenic disturbances, the present study uses rather simple behavioural indices being well aware that the results do not express disturbance impact (Beale 2007). The primary aim was to evaluate the visible reactions of the grebes, to establish possible differences according to disturbing factor and to record developments in the reactions throughout the different stages of nesting. I expected to find significant differences in reaction levels according to disturbing factor with relatively low values for cyclists and pedestrians and with comparatively high values for anglers on the bank and canoes passing. For each disturbing factor, reaction levels early in the process of nesting could be relatively high, but they should decrease in the course of incubation. It is discussed to what extent the variations in reaction levels in the course of nesting could contain elements of habituation or sensitisation which are adaptive behavioural modifications exhibited by individual animals in response to exposure to a stimulus that is repetitious or continuous (Bejder et al. 2009) or rather result from changes in tolerance levels defined as 'the intensity of disturbance that an individual tolerates without responding in a defined way' (Bejder et al. 2009, Nisbet 2000).

This study did not directly investigate the developments in breeding numbers of the Little Grebes. Its design didn't anyway allow directly relating disturbance levels to the grebes' fitness. Nevertheless, changes in population numbers are reflected based on Konter (2014). Some harmful consequences detected during field work and possible explanations for variations in breeding numbers are discussed.

## **Material and methods**

### **The area investigated**

The Sauer originates in the Belgian Ardennes and crosses northern Luxembourg in an easterly direction. It forms the border between Luxembourg and Germany from Wallendorf onwards and flows into the Mosel after 180 km in Wasserbillig. Except at the dam of Esch/Sauer, it is mostly a shallow river where sections with strong currents alternate with slow flowing waters. Strong rainfalls provoke quickly rising water levels. The banks are bordered in many places by poplar bushes *Salix* sp. and alders *Alnus* sp. and Little Grebes use their low overhanging branches and roots for anchoring their nests and hiding.

Data on behaviour were collected in three sections of the Sauer, between Diekirch and Betten-dorf, between Bollendorf and Echternach and between Rosport and Minden (total distance: 18 km) during the breeding seasons from 2008 to 2013. In the areas investigated, walking and cycling tracks either border the Sauer directly or pass in up to 12 m distance from the bank. During the breeding season, high grasses and leaves of bushes may partially obstruct the view on the river. Eight camping sites and three canoe hires are established directly on the bank of the Sauer between Diekirch and Rosport.

### **Ethological investigations and population numbers**

Disturbance is here used in the sense of Nisbet (2000) and is defined as a human activity resulting in some effect on the contemporaneous behaviour or physiology of one or more grebes within the breeding population, but excludes habitat modification. The study investigated the reactions of Little Grebes to human leisure activities in their habitat during the breeding season by collecting reactions to passing cyclists, to passing pedestrians on the tracks, to pedestrians stopping on the track at the height of a nesting platform, to pedestrians leaving the track to approach the bank, to anglers on the bank and to canoes passing.

Based on the hypothesis that the behaviour of the Little Grebes might differ depending on their breeding stage, the study collected the reactions according to the following subdivisions:

- 0E: solid platform exists, but holds no eggs, clutch initiation is imminent,
- 1E: nest with one fresh egg,
- 2E: nest with two eggs, the second having been added within the last two days,
- 3E: nest with three eggs, the third having been added within the last two days,
- 4E: nest with four eggs, the fourth having been added within the last two days,

- Full clutch: nest with four or more eggs, the fourth egg having been added over two days ago,
- Hatching: nest with hatching having started, but not being completed,
- Families: family inside its territory, but not necessarily in the vicinity of a platform.

As for some statistical analyses, the above categories did not contain enough data, they were aggregated as follows:

- M1: 0-1 eggs: Little Grebes generally do not incubate for longer periods their first freshly laid egg and therefore are similarly mobile whether their nest contains no or one egg.
- M2: 2-4 eggs: the grebes start regular incubation at the earliest with the second egg and thereafter get increasingly reluctant to leave the nesting platform.
- M3: full clutch: the grebes incubate firmly.
- M4: hatching: the adult grebes may again be more mobile although not all offspring has hatched.
- M5: families: the grebes again more mobile, being no longer strictly bound to the nesting platform.

The reactions of a Little Grebe belonging to a particular nesting platform were recorded at random, but only once per nesting stage. They were scored as follows:

- 0: no visible reaction,
- 1: swimming behind platform or away from the initial place, uttering of warning calls (0E, families), nervous pulling on nesting material, standing up on the nest without leaving (1E to hatching),
- 2: escape by diving or rapid swimming away from the platform or from the initial place and hiding, but returning to the nest within 10 minutes of initial disturbance (0E to hatching) or quick swimming or diving away for hiding (families),
- 3: leaving of nest and not returning within 10 minutes of initial disturbance (0E to hatching) or escaping to border with neighbouring territory and not returning within 10 minutes (families).

For each nesting platform contributing data to the study, its degree of cover offered by the vegetation was assessed according to the categories "well hidden", "partially hidden" or "open to view". This assessment was repeated for each record as leaf growth could alter the outcome in time.

The content of a nest was obtained out of some distance during change-overs by the incubating grebes, either from the track or from elevated places more in the back. Nests were never approached. For each nest, the content was obtained in this way at least twice during laying and the picture was completed based on a laying interval of two days between eggs. To register the reactions of the grebes to the different disturbing factors, the observer positioned himself in sufficient distance from the nest, in general in some distance up- or downriver or in the background of the passing track, so as not to trigger himself any reactions. Zeiss 10x25 binoculars and an Eschenbach Novalux 500 MC universal telescope helped the observations.

The data on population development of the Little Grebes up to 2013 rely on Konter (2014). For the season of 2014, three additional censuses took place in the areas investigated.

### **Statistical analyses**

Statistical comparison of differences in reaction levels per disturbing factor and per nesting stage used a one-way ANOVA test and an associated Tukey HSD test where meaningful. All statistical tests were performed using the internet site <http://vassarstats.net/> for statistical computation.

## Results

### Reaction levels according to disturbing factor

In total 806 datasets were collected during this study. Due to the limited number of observations related to fishing and pedestrians leaving the walking tracks longing the river, the reactions to both factors were aggregated in a new category labelled "Human on bank". The mean levels of the grebes' reaction to the various disturbing factors during the different nesting stages are summarized in table 1 and figure 1. The ANOVA analysis indicates significant differences in the reactions according to disturbing factor ( $F=64.87$ ,  $df=4$ ,  $p<0.001$ ). The Tukey HSD test shows that these differences were highly significant ( $p<0.01$ ) between the five disturbing factors (pedestrian walking, pedestrian stopping, human on shore, canoe passing) with two exceptions. The reactions to cyclist and pedestrians passing were equally low whereas those to humans on the shore and canoes passing were comparably high. The reactions to pedestrians stopping on the track at the height of a nest were slightly more intense than those to pedestrians passing at a steady speed ( $p<0.05$ ).

Besides statistically comparing the mean values calculated for each disturbing factor at the different nesting stages, the variances of the reactions per factor were compared for each nesting stage (Table 2). Overall, the ANOVA and Tukey HSD tests confirm the differences in reaction levels as found in the comparison of mean values. No significant differences between reactions to cyclist and pedestrians passing and between those to humans on the bank and canoes passing were found. At all nesting stages, significant differences existed between cyclists and pedestrian passing on one side and humans on the bank and canoes passing on the other. The results were rather mixed for the comparisons with pedestrians stopping. The differences were not significant to pedestrians walking while one egg was in the nest, when incubating a full clutch, during hatching and when caring for chicks. They were also not significant to humans on the bank while one egg was in the nest and when caring for chicks and to canoes passing when caring for chicks.

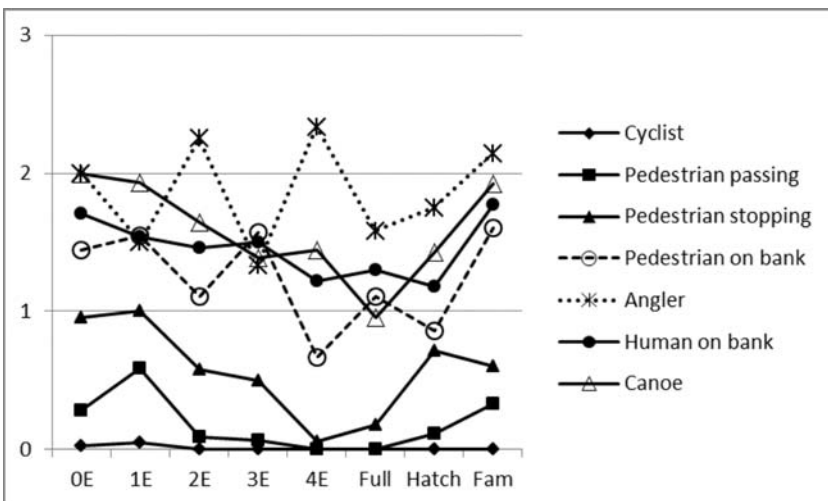


Figure 1. Development of average disturbances to Little Grebes per causal factor with the progress of nesting.

### **Development of reaction levels in the course of nesting**

Figure 1 indicates that initial reaction levels of Little Grebes per disturbing factor were relatively high. They then decreased in the course of egg laying and during incubation to increase again with hatching and when caring for chicks. Table 3 summarizes the reaction levels of the Little Grebes per disturbing factor and nesting stage and tests for significance of differences during nesting stages. It does not include the reactions to passing cyclists as these were nil at all stages except for nesting platforms with 0 to one eggs ( $\bar{X}=0.03\pm0.18$ ) and ANOVA yielded a non-significant F-ratio ( $F=0.86$ ,  $df=4$ ,  $p=0.49$ ).

For pedestrians walking and pedestrians stopping, reactions levels of the grebes incubating a full clutch were significantly lower than during clutch initiation. All other differences between nesting stages were not significant. For canoes passing, differences were highly significant between clutch initiation and the incubation of a full clutch. In addition, a significant increase in the reactions levels was noted when comparing reactions while incubating a full clutch to those when caring for chicks. The mean reactions of the Little Grebes to humans showing up on the bank of the river continuously decreased during egg laying and incubation. They were lowest during hatching and increased again when adults cared for their offspring. However, the differences between the nesting stages were not statistically significant.

### **Impact of nest location on reaction levels**

In the following, a differentiation is made between nesting platforms located close to a longing track and further away, between nests completely open to view and well hidden inside the vegetation of the bank and between nests existing in stretches of the river used by the canoe hire companies with rather permanent traffic and those privately used with more occasional canoe traffic.

The reactions of Little Grebes to pedestrians passing were significantly lower with increasing distance of the track to the bank only during clutch initiation. Their low reactivity at this stage inhibited significant differences during later nesting stages. The reaction levels to pedestrians stopping continued to differ significantly during clutch completion, but no longer thereafter. Although the grebes' reactions to humans showing up on the bank were at all nesting stages higher if the walking path passed closer to the shore, differences were not significant during any nesting stage (Table 4).

The reaction levels of the grebes to passing canoes did not differ significantly during clutch initiation and during hatching if considering the intensity of canoe traffic. During clutch completion and incubation, they were significantly higher in stretches of the river with only occasional canoe traffic (Table 4).

The analyses with respect to the degree of cover of the nest suffered in some categories from the low number of data recorded. The general trend observed was a decrease of the reaction level with an increase in cover offered to the nest. Differences were however not always significant (Table 5). During clutch initiation a significant difference according to nest cover was found for passing canoes. During clutch completion this was only the case for pedestrians walking, but no longer for pedestrians stopping and canoes passing. If incubating a full clutch, the degree of cover triggered no significant differences in reaction levels to pedestrians, whether walking or stopping or on the bank. To canoes passing, differences were significant. At hatching and for families with chicks, differences for pedestrians stopping only were significant. Some inconsistency in these results could possibly be explained by the fact that the assessment of the degree of cover was performed from the bank. It represented the view of the human observer whose perception could occasionally differ from that of the incubating bird. Even if in a majority of the cases the human observer was probably correct, a mismatch in a category with few data may quickly lead to a controversial result. For some categories, a statistical analysis failed because of a very low number of data. This was for instance the case for canoes passing, where in the stretches with heavy traffic few nests survived to hatching.

### **Additional observations**

The overall number of datasets collected was too low for combining two nesting-platform attributes in a statistical analysis. Nevertheless, a few observations in this respect may be permitted.

Nesting grebes reacted 72 times to pedestrians coming to a stop at the height of their nesting platforms (n=202). In 63 cases nests close to a passing track were concerned: 37 of them were open to the view, 18 times they were partially hidden and only 8 times owners of nests well hidden reacted. With the track passing in over 5m distance from the bank, twice grebes with nests well hidden reacted (twice level 1 reaction during hatching). Grebes incubating a full clutch only once (n=33) fled a pedestrian stopping. In this case, it may have been more the barking of the pedestrian's dog that motivated the grebes' departure from the partially hidden nest.

The grebes generally reacted to humans showing up on the bank (80 times of 102). From 22 cases without a visible reaction, 11 concerned nests well hidden, for 7 with the track passing at a distance of over 5m from the bank and for 4 with the track closer. Nine nests were partially hidden, for 5 of them the track passed away from the bank and for another 4 the track was closer. For open nesting platforms, the occupying grebes twice displayed no visible reaction. Once, chicks were hatching and the track passed close. The nest located close to the camping site of Diekirch was subject to regular traffic of pedestrians. The second case concerned an open nest just prior to clutch initiation with the track at some 10 m distance from the bank.

Out of 36 datasets related to anglers, 27 times the grebes fled their nests and 5 times they became upset. In 4 cases the grebes showed no visible reaction: three nests were hidden and one partially hidden. Also, the river was noticeably wider where the four nests were located: this increasing the distance to the humans on the bank. In two observations, the prolonged presence of anglers close to nests and the associated prolonged absence of the grebes from their clutch provoked a complete desertion.

Little Grebe families were generally quite wary and mostly avoided the close vicinity of the track at places with no covering bank vegetation. If families were open to view, the grebes showed no obvious reaction to pedestrians passing in 4 cases (n=9) and to pedestrians stopping in 3 cases (n=6): in 6 cases, the track passed in a distance of at least 8m from the bank. The remaining dataset concerned four chicks a few days old fed by their parents close to the camp site of Diekirch where cover was scarce. All families on the open water surface reacted to humans showing up on the bank (n=6): 5 times the grebes fled immediately. Similarly all families in open areas dived to hide inside the bank vegetation when surprised by the arrival of canoes (n=6).

There was no record of a dataset combining an open to view platform containing a full clutch and with a location subject to regular canoe traffic. From 118 datasets dealing with full clutches, 27 concerned platforms open to view, all located outside the major canoe traffic stretches. 46 datasets dealt with partially hidden and 45 with hidden nests. Of the latter, 24 and 20 respectively were inside areas with regular canoe traffic. From 78 datasets related to hatching, 21 concerned nests open to view, all again inside areas with only occasional canoe passage. 46 nests were partially and another 11 well hidden. 10 and 6 of these existed inside stretches with regular canoe traffic.

Massive canoe traffic over weekends, most likely caused the desertion by the grebes of 2 open to view nesting-platforms without eggs, 3 open nests with one egg, 3 partially hidden nests with two eggs, 2 partially hidden nests with four eggs, 3 partially hidden nests with full clutches and one well hidden nest with a full clutch. All of them were found abandoned when controlled during the immediately following days. It cannot be excluded that more nesting platforms were abandoned after such weekends as controls were only occasional. With good weather conditions, leisure canoe traffic between Bollendorf and Steinheim is mostly heavy over summer weekends as the following counts from Echternach expressed as canoes per hour witness: 48 on 3 July 2010, 72 on 26 July 2011, 55 on 21 August 2011 and 117 on 28 May 2012.

After clutch initiation, incubating grebes were very wary and attentively observed humans passing. It looked as if they tried to agree their reactions with the chances of being discovered by men. For instance, pedestrians stopping on the track, but not turning to look into the direction of the nest often triggered no reactions by the grebes. On the contrary, if looking at the nesting platform, the incubating bird either fled or prepared for leaving and did so if the staring was continued. This behaviour may also explain why reactions of the grebes to pedestrians passing at a steady speed and to cyclists were mostly absent. Only 2 of 160 datasets at various nesting stages concerning cyclists recorded a reaction different from 0. In both cases, the direct cause may have rather been the sudden shouting of the cyclists at each others at the height of the nest.

In the course of the study, a rather drastic change occurred inside the grebes' habitat. Between Diekirch and Blesbrück a complete clearance of the bank vegetation was operated by the authorities in winter 2011/12. This left the Little Grebes without adequate cover for the breeding seasons of 2012 and 2013 in this stretch of the river. As a consequence, the breeding population was reduced and the few pairs that stayed had no choice, but to build their nest open to view. These grebes easily fled their platforms until clutch initiation. Once firmly incubating, they seemed more reluctant to leave their full clutches.

### **Population developments of the Little Grebes**

According to Konter (2014), the population of the Little Grebes in the stretch of the Sauer from Bettendorf to Diekirch increased until 2011 reaching roughly 30 BP towards the end of the decade. In 2012, the highest breeding population was found in mid-April with a total of 24 BP of which 21 BP were left in July. In 2013, 17 BP were registered in April and 13 BP in July. In 2014, it were 13 BP in April and 11 in June.

The species established itself between Echternach and Bollendorf around the year 2000. Its population increased from 2005 onwards reaching 10 BP in 2009, 15 BP in 2010 and even 18 BP in 2011. Surveys in May 2012 recorded 17 territories of which 11 were still occupied in July. In 2013, a similar reduction from 18 BP in April to 12 BP in July occurred. In 2014, 13 BP were registered in April and 8 BP in June.

A complete survey between Rosport and Minden in 2008 found 13-15 BP. Due to excavation works of two oxbows enhancing the protection from flooding of the adjacent settlements in Steinheim, part of the section became unavailable for nesting during the years 2009 and 2010 when only 8 BP were registered. In 2011, the population recovered to 14 BP. Again 14 territories were recorded early in 2012 and 13 in July 2012. In 2013, 15 BP were present early of which 13 stayed into July. In April 2014, a minimum of 12 BP were counted. This number increased to 16 BP until June.

Globally, the population inside the areas surveyed increased until 2011 reaching 44 BP in 2009 and 63 BP in 2011. This trend was reversed in 2012 when 55 BP (April) or 45 BP (July) were counted. The population further decreased to 35-38 BP in 2014. The stretch between Rosport and Minden did not contribute to the decrease.

## Discussion

The breeding population of the Little Grebes on the Sauer increased steadily until 2011 when the trend was reversed, except for the stretch between Rosport and Minden. To what extent the reversal may have been provoked by anthropogenic disturbances is not known as other causes were plausible, too. The clearing of the bank vegetation in parts of the river and adverse climatic conditions with regular flooding of nests leading to a low fledging success in 2012 could likewise have negatively affected population numbers (Konter 2012, 2014). Unfortunately, data about the magnitude and probable increase of leisure activities, especially angling and canoeing, are deficient for the Sauer and this inhibits any meaningful analysis in this respect. Canoes became a regular sight on the Sauer only in the course of the first decade of this century and traffic strongly intensified in recent years. Some observations insinuate that leisure activities could be involved in the grebes' decline, for example the nests found deserted after weekends with massive canoe traffic or after fishing competitions. Another sign are the decreases of the grebe population within season and in between recent years in the stretches with regular canoeing whereas the population remained stable between Rosport and Minden where canoe passage so far has been rare.

Human disturbance has been associated with declines in breeding success in numerous species and is of general concern to conservationists (Beale & Monaghan 2004). Several studies on waterbird disturbances concluded that activities on the bank and by boaters discourage breeding waterfowl from using otherwise adequate habitat and identified anglers and boats/canoes as major threats (Jahn & Hunt 1964, Johnson 1964, Reichholf 1970). Depending on species, Beale and Monaghan (2004) found disturbances to prevent successful breeding, to provoke egg loss, to scare animals away from preferred feeding areas and even to have a direct effect on mortality rates. Regular disturbances from the bank and from water prevented breeding of Little Grebes at Bay of Hopfräben on Urner Lake (Glutz von Blotzheim 2013). Bezzel et al. (2005) found that Little Grebes only occupied a small proportion of their potential nesting habitat in Bavaria because of disturbances provoked by leisure activities, predominantly fishing. Bauer (1996) noted the preference of breeding Little Grebes for ponds with low or no anthropogenic disturbances and their disappearance from ponds with previous breeding after angling was allowed. Longer presence of humans on the bank is not tolerated. A decrease of the Little Grebe population in oxbows of the river Rhine in Baden-Württemberg since 1968 went hand in hand with increasing canoe traffic (Hölzinger 1987). In the Austrian Lobau, significant disturbances to waterbirds from angling made entire stretches unavailable to birds (Wichmann 2010). According to Borgmann (2011), fast moving and loud disturbances as those provoked by weekend canoe traffic on the Sauer are generally more disturbing.

This study now concentrated on visible behavioural responses of Little Grebes nesting along the river Sauer to anthropogenic disturbances. Even for individuals showing no noticeable reactions, physiological responses may be triggered (Beale & Monaghan 2004) and could be important. Obviously, these remained unrecorded. The analyses validated the first hypothesis by generally demonstrating significant differences in the visible reaction levels of the Little Grebes between the five disturbing factors cyclists passing, pedestrians passing, pedestrians stopping, humans on bank and canoes passing. The low reaction levels to cyclists and pedestrians that stay on the track seem to indicate that the grebes are able to cope with these disturbances without being adversely affected. On the contrary, humans on the bank and canoes passing triggered comparatively strong reactions. For each disturbing factor, reactions levels were generally higher during clutch initiation. They decreased during clutch completion and incubation and thereby confirmed the second hypothesis. Reactions increased again with hatching and remained high when caring for chicks. Differences from one nesting stage to the next were however not always significant. The reaction levels according to nest location displayed no uniform picture. A greater distance of the track to the bank lowered the reactions of the grebes to pedestrians during clutch initiation. During clutch completion, this was only the case if pedestrians stopped. Thereafter, differences were no longer significant until after hatching when the grebes cared for chicks and the pedestrians stopped their walking. With respect to humans on the bank, no significant differences according to the distance to the track were found. In areas with regular canoe traffic, the

reactions of the grebes were weaker during clutch completion and during incubation than in areas with occasional canoe traffic. The finding is in line with Keller (1989) who found that Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* left nests at shorter distance to passing rowing boats on lakes with heavier traffic.

Statistically, the degree of nest cover could only explain differences in reaction levels in a limited number of circumstances. This may be due to the generally low reactions of the grebes to pedestrians and to the limited amount of data available. Reactions to humans showing up on the bank were generally strong, independently of nest cover. They were also important towards canoes passing. In this case increasing nest cover contributed to a lowering during clutch initiation. The limited analyses performed with simultaneously two disturbing factors showed that increased cover could be advantageous for nesting grebes.

The present study generally neglected group sizes of disturbers as well as duration of and intervals between disturbances. A few cases of definite nest abandonment after disturbances from angling and canoe traffic insinuate that if one of both disturbances is continued for too long, it leads to nest desertion. Also, all disturbances that make incubating grebes momentarily flee their clutches increase the risk of egg predation. Although Little Grebes generally cover their eggs before leaving the nest, they may not be able to do so if flushed away. This increases the chances for avian predation as predators may show up at the nests prior to the return of their owners. Predation attempts by Moorhens *Gallinula chloropus* have been observed on several occasions on the Sauer (pers. obs.). During clutch initiation, the grebes even risk losing their platform to competing Moorhens. Regular egg neglect following disturbances may increase the total duration of incubation as was shown for Red-necked Grebes *Podiceps grisegena* (Nuechterlein & Buitron 2002). Prolonged incubation on the river Sauer however increases the risk of nest flooding following heavy rainfalls prior to hatching. This was a major problem for the nesting grebes on the Sauer in 2012 when many nests were flooded just prior to hatching and the total breeding success was extremely low (Konter 2013).

The study did not provide a measure of habituation to a disturbing factor. The increased reaction levels to canoes passing in areas with only occasional canoe traffic could perhaps serve as an indirect evidence for habituation in those areas with regular canoe passage. However, differences in nest cover may provide a better explanation. Indeed, inside the stretches with frequent canoe traffic platforms open to view did not survive to hatching whereas outside the strongest reactions to canoes were imputable to nests built open to view. In contrast, the Little Grebe owning such nests along the camp site of Diekirch in which clutches were incubated and chicks hatched showed low levels of visible reaction which may have resulted from long term habituation to regular pedestrian passage on the track. In general, the lowering of the reaction levels in the course of breeding does however not document habituation. It rather proves an adaptation of the grebes' tolerance to their nesting stage. During clutch initiation the need for egg protection is still rather low and prophylactic desertion of the platform may remain without negative consequences. With the growing investment of the adults during clutch completion and with continued incubation, the costs of nest abandonment increase steadily. Also, the grebes may be physiologically more inclined to stay on the nest with increasing duration of incubation. Borgmann (2011) for instance noted that breeding birds, even if flushed, tend to return to their nest site relatively quickly. This was also the case for the Little Grebes on the Sauer subject to discontinued disturbances. With the start of hatching, the adult birds may evaluate the risk they take by staying on the nest again differently as desertion with the offspring already hatched would not completely annihilate the breeding success. Even though the grebes did not always show visible reactions, they remained wary to humans in their vicinity at all nesting stages. Personal observations of non-breeders or outside the breeding season proved that Little Grebes commonly move away from approaching humans and try to hide, even in places with regular pedestrian passage. When nesting, they are rather forced to change their tactics in this respect. With increasing access to the water-based leisure activities being widely encouraged, any effects of disturbance on wildlife are set to increase (Beale & Monaghan 2004). The strong constraints stemming from an increasing anthropogenic pressure on all types of waters have little chance

of finding a natural solution. The conflict is pre-programmed also because water-based recreational activities increase only after the grebes have settled for the season. They culminate in summer when the grebes are nesting and when their interests would require an overall decrease in disturbances. The fact that the stretches of the Sauer investigated here are part of the Natura 2000 network and thereby protected under the Habitats and the Birds directives of the EU does not provide real protection to the grebes. While promoting biodiversity, both directives take account of economic, social, cultural and regional requirements and shall bring benefits to local communities (Schmedtje & Kremer 2008). It may be questioned whether they are able to ensure a sustainable use of nature with sufficient protection for birdlife and biodiversity on the Sauer. Being part of the Natura 2000 network alone may not solve any problem. On the contrary, it may worsen them as some harmful leisure activities may receive an unwanted motivation. According to EU Regulation 2009/147, Little Grebes are strictly protected and it is prohibited to cause major disturbances to them during nesting and when caring for chicks. It is likewise prohibited to damage or destroy their breeding and resting places. The philosophy of Natura 2000 largely neglects these aspects to promote an ideal of men as an integral and harmless part of nature.

As proven by other papers, the dangers for the Little Grebes are real, especially on a narrow river as the Sauer offering little room for regulating leisure activities by imposing minimum distances. This study clearly identified humans on the bank and canoe passage as most detrimental to the local grebe population. To efficiently protect their breeding along the Sauer, human activities must be regulated with zoning. Some activities should be prohibited in selected zones during the breeding season and strict maximum quotas and daytime limitations should apply to others. These requests are broadly in line with the recommendations by Schorr et al. (2004). They become even more pressing with a growing human population as its density negatively affects the breeding probability of *T. ruficollis* (Takakura et al. 2013). In addition, the habitat itself must be better protected to avoid in future a complete clearance of the bank from vegetation and its negative effects on nesting Little Grebes (Nottmeyer-Linden et al. 2000). The Sauer being over an important part of its length a condominium, the apparently stricter rules applying to leisure activities when initiated from the Luxembourgish bank are often easily circumvented by using the German side. An enhanced cooperation between the responsible governments is therefore indicated.

## References

- Bauer U. (1996): Brutvorkommen und Habitatsprüche des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* im Landkreis Augsburg. *Ornithologischer Anzeiger* 35:113-126.
- Beale C. M. (2007): The behavioural ecology of disturbance responses. *International Journal of Comparative Psychology* 20:111-120.
- Beale C. M. & P. Monaghan (2004): Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology* 41:335-343.
- Bejder L., A. Samuels, H. Whitehead, H. Finn & S., Allen (2009): Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series* 395:177-185.
- Bezzel E., I. Geiersberger, G. von Lossow & R. Pfeifer (2005): Brutvögel in Bayern. *Verbreitung 1996 bis 1999*. Ulmer, Stuttgart.
- Glutz von Blotzheim U. (2013): Die Wasservögel und Limikolen des Urnersees: Phänologie, Bestandsentwicklung, home range-Nutzung, Legebeginn, Bruterfolg und anthropogene Einflüsse. *Der Ornithologische Beobachter* 110:113-166.
- Hölzinger J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Jahn L. R. & R. A. Hunt (1964): Duck and coot ecology and management in Wisconsin. Wisconsin Conservation Department Technical Bulletin 33.
- Johnson R. E. (1964): Fish and fowl in Linduska J. P. (ed.): *Waterfowl tomorrow*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Services, Washington, pp 453-458.
- Keller V. (1989): Variation in the response of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* to human disturbance – a sign of adaptation. *Biological Conservation* 49:31-45.

- Konter A. (2010): Wasservögel an der Sauer im Raum Echternach: Bestand und Ausblick. *Regulus WB* 25:41-55.
- Konter A. (2011): High population density and early brood of Little Grebe *Tachybaptus ruficollis*. *Regulus WB* 26:26-29.
- Konter A. (2012): Die ornithologische Entwicklung der Sauer bei Steinheim seit Abschluss der Hochwasserschutzmaßnahmen. *Regulus Wiss Ber* 27:54-72
- Konter A (2013) Ein schwieriges Brutjahr 2012 für die Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* an der Sauer. *Regulus WB* 28:17-30.
- Konter A. (2014): Recent developments of the breeding population of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* along the river Sauer and possible causes for the changes in population numbers. *Regulus WB* 29:1-13.
- Lorgé P. & E. Melchior (2010): Vögel Luxemburgs. Lëtzebuenger Natur- an Vulleschützliga, Kockelscheuer.
- Melchior E. (1982): Wir stellen vor: Der Zwergtaucher (Klengen Däichelchen). *Regulus WB* 3:175.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. Lëtzebuenger Natur- an Vulleschützliga, Kockelscheuer.
- Nisbet I. C. T. (2000): Disturbance, habituation and management of waterbird colonies. *Waterbirds* 23:312-332.
- Nottmeyer-Linden K., J. Bellebaum, A. Buchheim, C. Husband, M. Jöbges & V. Laske (2002): Die Vögel Westfalens. Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft, Krefeld.
- Nuechterlein G. L. & D. P. Buitron (2002): Nocturnal egg neglect and prolonged incubation in the Red-necked Grebe. *Waterbirds* 25:485-491.
- Reichholf J. (1970): Der Einfluss von Störungen durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am Unteren Inn. *Vogelwelt* 91:68-72.
- Schmedtje U. & F. Kremer (2008): EU Policies for Nature Conservation and Water Management with a special view to the protection of biodiversity. Symposium „Biodiversizy of surface waters, floodplains and groundwater“, 29-30 October 2008, Bonn.
- Schorr M., W. Zachay, S. Meier & U. Winter (2004): Erfassung und störungsökologische Beurteilung der Vögel und Libellen der Sauer. Gutacht Strukt- und Genehm Dir Nord, FÖA Landschaftsplan, Trier
- Takakura K., T. Nishio & M. Kitano (2013): Analyses and predictions of the presence and reproduction of three water birds at ponds in Osaka prefecture with consideration of spatial auto-correlation. *Ornithological Science* 12:15-26.
- Wichmann G. (2010): Störungseinfluss der Angelfischerei zur Brutzeit auf Wasser- und Schilfvögel in der Unteren Lobau (Nationalpark Donau-Auen). *Egretta* 51:108-113.

**Table 1. Mean reaction levels per causal factor according to the breeding status of the Little Grebes (in parentheses n) and ANOVA comparison of mean values with “pedestrian on bank” and “angler on bank” aggregated in one category “Human on bank”.**

| Breeding status          | Cyclist         | Pedestrian walking | Pedestrian stopping | Pedestrian on bank | Angler on bank  | Human on bank   | Canoe           |
|--------------------------|-----------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| <b>0E</b>                | 0.026±0.16 (38) | 0.280±0.61 (50)    | 0.959±0.91 (49)     | 1.444±0.73 (9)     | 2.000±0 (8)     | 1.706±0.59 (17) | 2.000±0.38 (28) |
| <b>1E</b>                | 0.048±0.22 (21) | 0.583±0.78 (24)    | 1.000±0.92 (27)     | 1.545±0.82 (11)    | 1.500±0.71 (2)  | 1.538±0.78 (13) | 1.929±0.47 (14) |
| <b>2E</b>                | 0 (22)          | 0.091±0.29 (22)    | 0.577±0.81 (26)     | 1.111±0.93 (9)     | 2.250±0.50 (4)  | 1.462±0.97 (13) | 1.643±0.50 (14) |
| <b>3E</b>                | 0 (15)          | 0.067±0.26 (15)    | 0.500±0.82 (16)     | 1.571±0.79 (7)     | 1.333±0.58 (3)  | 1.500±0.71 (10) | 1.385±0.96 (13) |
| <b>4E</b>                | 0 (12)          | 0 (17)             | 0.059±0.24 (17)     | 0.667±0.52 (6)     | 2.333±0.58 (3)  | 1.222±0.97 (9)  | 1.444±0.88 (9)  |
| <b>Full clutch</b>       | 0 (26)          | 0 (32)             | 0.182±0.46 (33)     | 1.111±1.02 (18)    | 1.583±1.16 (11) | 1.300±1.09 (29) | 0.957±0.88 (23) |
| <b>Hatching</b>          | 0 (12)          | 0.118±0.33 (17)    | 0.714±0.82 (14)     | 0.857±0.90 (7)     | 1.750±1.26 (4)  | 1.182±1.08 (11) | 1.429±0.53 (7)  |
| <b>Families</b>          | 0 (14)          | 0.333±0.73 (21)    | 0.600±0.68 (20)     | 1.600±0.63 (15)    | 2.143±0.38 (7)  | 1.773±0.61 (22) | 1.923±0.28 (13) |
| <b>Overall mean</b>      | 0.009 (8)       | 0.184 (8)          | 0.574 (8)           | 1.238 (8)          | 1.862 (8)       | 1.460 (8)       | 1.589 (8)       |
| <b>ANOVA summary</b>     | <b>SS</b>       | <b>Df</b>          | <b>MS</b>           | <b>F</b>           | <b>P</b>        |                 |                 |
| Treatment between groups | 15.86           | 4                  | 4.21                | 64.87              | <0.0001         |                 |                 |

---

**Tukey HSD test:**

|                                           |                |                                      |                |
|-------------------------------------------|----------------|--------------------------------------|----------------|
| Cyclist vs Pedestrian walking             | nonsignificant | Cyclist vs Pedestrian stopping       | P<0.01         |
| Cyclist vs Human on bank                  | P<0.01         | Cyclist vs Canoe                     | P<0.01         |
| Pedestrian walking vs Pedestrian stopping | P<0.05         | Pedestrian walking vs Human on bank  | P<0.01         |
| Pedestrian walking vs Canoe               | P<0.01         | Pedestrian stopping vs Human on bank | P<0.01         |
| Pedestrian stopping vs Canoe              | P<0.01         | Human on bank vs Canoe               | nonsignificant |

---

**Table 2. Mean reaction levels and SD (n) of Little Grebes to various disturbing factors according to different nesting stages and analyses of variance per nesting stage.**

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | Cyclist         | Pedestrian walking | Pedestrian stopping | Human on shore  | Canoe           |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|--------------------|---------------------|-----------------|-----------------|
| <b>Mean at 0 eggs</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                           | 0.026±0.16 (38) | 0.280±0.61 (50)    | 0.959±0.91 (49)     | 1.706±0.59 (17) | 2.000±0.94 (28) |
| ANOVA: F=59.28, df=4, p<0.0001<br>Tukey HSD test: Cyclist vs Pedestrian walking nonsignificant Human on shore vs Canoe nonsignificant<br>All other comparisons show highly significant differences at p<0.01                                                                                                    |                 |                    |                     |                 |                 |
| <b>Mean at 1 egg</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                            | 0.048±0.22 (21) | 0.583±0.78 (24)    | 1.000±0.92 (27)     | 1.538±0.78 (13) | 1.929±0.47 (14) |
| ANOVA: F=19.04, df=4, p<0.0001<br>Tukey HSD test:<br>Cyclist vs Pedestrian walking nonsignificant Pedestrian walking vs Pedestrian stopping nonsignificant<br>Pedestrian stopping vs Human on shore nonsignificant Human on shore vs Canoe nonsignificant<br>All other comparisons highly significant at p<0.01 |                 |                    |                     |                 |                 |
| <b>Mean at 2-4 eggs</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 0 (49)          | 0.056±0.23 (54)    | 0.407±0.72 (59)     | 1.406±0.87 (32) | 1.500±0.77 (36) |
| ANOVA: F=61.6, df=4, p<0.0001<br>Tukey HSD test: Cyclist vs Pedestrian walking nonsignificant Human on shore vs Canoe nonsignificant<br>Cyclist vs Pedestrian stopping p<0.05 Pedestrian walking vs Pedestrian stopping p<0.05<br>All other comparisons highly significant at p<0.01                            |                 |                    |                     |                 |                 |
| <b>Mean at full clutch</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                      | 0 (26)          | 0 (32)             | 0.182±0.46 (33)     | 1.300±1.09 (30) | 0.957±0.88 (23) |
| ANOVA: F=24.89, df=4, p<0.0001<br>Tukey HSD test: Cyclist vs Pedestrian walking nonsignificant Cyclist vs Pedestrian stopping nonsignificant<br>Pedestrian walking vs Pedestrian stopping nonsignificant Human on shore vs Canoe nonsignificant<br>All other comparisons highly significant at p<0.01           |                 |                    |                     |                 |                 |
| <b>Mean at hatching</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 0 (12)          | 0.118±0.33 (17)    | 0.714±0.83 (14)     | 1.182±1.08 (11) | 1.429±0.53 (7)  |
| ANOVA: F=9.9, df=4, p<0.0001<br>Tukey HSD test: Cyclist vs Human on shore p<0.01 Cyclist vs Canoe p<0.01<br>Pedestrian walking vs Human on shore p<0.01 Pedestrian walking vs Canoe p<0.01<br>All other comparisons nonsignificant                                                                              |                 |                    |                     |                 |                 |
| <b>Mean for Families</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 0 (14)          | 0.333±0.73 (21)    | 0.600±0.68 (20)     | 1.773±0.61 (22) | 1.923±0.28 (13) |
| ANOVA: F=37.76, df=4, p<0.0001<br>TUKEY HSD test: Cyclist vs Pedestrian walking nonsignificant<br>Pedestrian walking vs Pedestrian stopping nonsignificant Human on shore vs Canoe nonsignificant<br>Cyclist vs Pedestrian stopping p<0.05<br>All other comparisons highly significant at p<0.01                |                 |                    |                     |                 |                 |

**Table 3. Mean reaction levels of Little Grebes, SD (n), to different disturbing factors at different nesting stages and analyses of variances per factor between nesting stages.**

|                        | Pedestrian walking                          | Pedestrian stopping                         | Human on bank          | Canoe passing                                                  |
|------------------------|---------------------------------------------|---------------------------------------------|------------------------|----------------------------------------------------------------|
| <b>M1: 0-1 eggs</b>    | 0.38±0.68 (74)                              | 0.97±0.91 (76)                              | 1.63±0.67 (30)         | 1.98±0.41 (42)                                                 |
| <b>M2: 2-4 eggs</b>    | 0.06±0.23 (54)                              | 0.41±0.72 (59)                              | 1.41±0.87 (32)         | 1.50±0.77 (36)                                                 |
| <b>M3: Full clutch</b> | 0 (32)                                      | 0.18±0.46 (33)                              | 1.30±1.09 (30)         | 0.96±0.88 (23)                                                 |
| <b>M4: Hatching</b>    | 0.12±0.33 (17)                              | 0.71±0.83 (14)                              | 1.18±1.08 (11)         | 1.43±0.53 (7)                                                  |
| <b>M5: Families</b>    | 0.33±0.73 (21)                              | 0.60±0.68 (20)                              | 1.77±0.61 (22)         | 1.92±0.28 (13)                                                 |
| <b>ANOVA summary</b>   | F=5.2, df=4, p=0.0005                       | F=7.87, df=4, p<0.0001                      | F=1.56, df=4, p=0.189  | F=10.6, df=4, p<0.0001                                         |
| <b>Tukey HSD test</b>  | M1 vs M3 p<0.05<br>All other nonsignificant | M1 vs M3 p<0.01<br>All other nonsignificant | No significant F-ratio | M1 vs M3 p<0.01<br>M3 vs M5 p<0.01<br>All other nonsignificant |

**Table 4. Mean reaction levels, SD (n), of Little Grebes to different disturbing factors from the bank according to the distance of the track to the shore and to canoes passing according to whether canoe traffic was regular during the breeding season (main area) or not (outside).**

|                    | Pedestrian walking   |        | Pedestrian stopping   |                   | Human on bank        |                   | Canoe                 |                |
|--------------------|----------------------|--------|-----------------------|-------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|----------------|
|                    | d<m                  | d>5m   | d<m                   | d>5m              | d<m                  | d>5m              | Main area             | Outside        |
| <b>0-1 eggs</b>    | 0.47±0.72<br>(60)    | 0 (14) | 1.15±0.89<br>(59)     | 0.35±0.70<br>(17) | 2.00±0<br>(8)        | 1.50±0.74<br>(22) | 1.96±0.52<br>(27)     | 2.00±0<br>(15) |
| ANOVA              | F=5.75, df=1, p=0.02 |        | F=11.67, df=1, p=0.02 |                   | F=3.57, df=1, p=0.07 |                   | F=0.08, df=1, p=0.78  |                |
| <b>2-4 eggs</b>    | 0.10±0.30<br>(30)    | 0 (24) | 0.61±0.79<br>(33)     | 0.15±0.54<br>(26) | 1.69±0.95<br>(13)    | 1.21±0.79<br>(19) | 1.25±0.85<br>(24)     | 2.00±0<br>(12) |
| ANOVA              | F=2.57, df=1, p=0.11 |        | F=11.67, df=1, p=0.02 |                   | F=2.45, df=1, p=0.13 |                   | F=9.27, df=1, p=0.004 |                |
| <b>Full clutch</b> | 0<br>(19)            | 0 (13) | 0.27±0.55<br>(22)     | 0<br>(11)         | 1.50±1.10<br>(18)    | 1.00±1.04<br>(12) | 0.74±0.81<br>(19)     | 2.00±0<br>(4)  |
| ANOVA              | /                    |        | F=2.66, df=1, p=0.11  |                   | F=1.55, df=1, p=0.22 |                   | F=9.48, df=1, p=0.006 |                |
| <b>Hatching</b>    | 0.20±0.42<br>(10)    | 0 (7)  | 1.00±0.93<br>(8)      | 0.33±0.52<br>(6)  | 1.57±1.13<br>(7)     | 0.50±0.58<br>(4)  | 1.90±0.32<br>(10)     | 2.00±0<br>(4)  |
| ANOVA              | F=1.54, df=1, p=0.23 |        | F=2.49, df=1, p=0.14  |                   | F=3.02, df=1, p=0.12 |                   | F=0.38, df=1, p=0.55  |                |
| <b>Families</b>    | 0.58±0.90<br>(12)    | 0 (9)  | 0.85±0.69<br>(13)     | 0.14±0.38<br>(7)  | 1.90±0.74<br>(10)    | 1.67±0.49<br>(12) | 1.92±0.28<br>(13)     | No data        |
| ANOVA              | F=3.73, df=1, p=0.07 |        | F=6.19, df=1, p=0.02  |                   | F=0.78, df=1, p=0.39 |                   | /                     |                |

**Table 5. Mean reaction levels of Little Grebes, SD (n), according to the cover of their nesting platform and distinguishing between platforms open to the view (open), partially covered (partial) and well hidden (hidden) with ANOVA and Tukey HSD test (with insignificant differences not indicated).**

|                    | Pedestrian walking                              |                   |                  | Pedestrian stopping    |                   |                   | Human on the bank    |                   |                   | Canoe                                             |                   |                  |
|--------------------|-------------------------------------------------|-------------------|------------------|------------------------|-------------------|-------------------|----------------------|-------------------|-------------------|---------------------------------------------------|-------------------|------------------|
|                    | Open                                            | Partial           | Hidden           | Open                   | Partial           | Hidden            | Open                 | Partial           | Hidden            | Open                                              | Partial           | Hidden           |
| <b>0-1 egg</b>     | 0.45±0.75<br>(40)                               | 0.36±0.64<br>(25) | 0.11±0.33<br>(9) | 1.06±0.87<br>(35)      | 1.03±0.94<br>(29) | 0.58±0.90<br>(12) | 1.57±0.79<br>(7)     | 1.79±0.58<br>(14) | 1.44±0.73<br>(9)  | 2.00±0<br>(16)                                    | 2.05±0.49<br>(22) | 1.50±0.58<br>(4) |
| ANOVA              | F=0.93, df=2, p=0.40                            |                   |                  | F=1.33, df=2, p=0.27   |                   |                   | F=0.74, df=2, p=0.49 |                   |                   | F=3.35, df=2, p=0.045                             |                   |                  |
| Tukey HSD          | /                                               |                   |                  | /                      |                   |                   | /                    |                   |                   | Open vs hidden p<0.05<br>Partial vs hidden p<0.05 |                   |                  |
| <b>2-4 eggs</b>    | 0.20±0.41<br>(15)                               | 0<br>(25)         | 0<br>(14)        | 0.58±0.84<br>(19)      | 0.36±0.70<br>(25) | 0.27±0.59<br>(15) | 1.86±0.69<br>(7)     | 1.41±0.71<br>(17) | 1.00±1.20<br>(8)  | 2.00±0<br>(7)                                     | 1.40±0.82<br>(25) | 1.25±0.96<br>(4) |
| ANOVA              | F=4.6, df=2, p=0.015                            |                   |                  | F=0.87, df=2, p=0.42   |                   |                   | F=1.9, df=2, p=0.17  |                   |                   | F=1.98, df=2, p=0.15                              |                   |                  |
| Tukey HSD          | Open vs partial p<0.05<br>Open vs hidden p<0.05 |                   |                  | /                      |                   |                   | /                    |                   |                   | /                                                 |                   |                  |
| <b>Full clutch</b> | 0<br>(8)                                        | 0<br>(12)         | 0<br>(12)        | 0.38±0.52<br>(8)       | 0.15±0.55<br>(13) | 0.08±0.29<br>(12) | 2.00±0.82<br>(7)     | 1.11±1.05<br>(9)  | 1.07±1.14<br>(14) | 2.00±0<br>(4)                                     | 1.00±0.74<br>(12) | 0.29±0.76<br>(7) |
| ANOVA              | /                                               |                   |                  | F=0.98, df=2, p=0.39   |                   |                   | F=2.03, df=2, p=0.15 |                   |                   | F=7.98, df=2, p=0.003                             |                   |                  |
| Tukey HSD          | /                                               |                   |                  | /                      |                   |                   | /                    |                   |                   | Open vs hidden p<0.01<br>Partial vs hidden p<0.05 |                   |                  |
| <b>Hatching</b>    | 0.25±0.46<br>(8)                                | 0<br>(5)          | 0<br>(4)         | 1.33±0.87<br>(9)       | 0.17±0.41<br>(6)  | 0.50±0.58<br>(4)  | 1.67±1.53<br>(3)     | 1.00±0.71<br>(5)  | 2.00±0<br>(1)     | 2.00±0<br>(1)                                     | 2.00±0<br>(1)     | 1.00±0<br>(2)    |
| ANOVA              | F=1.24, df=2, p=0.31                            |                   |                  | F=5.44, df=2, p<0.016  |                   |                   | /                    |                   |                   | /                                                 |                   |                  |
| Tukey HSD          | /                                               |                   |                  | Open vs partial p<0.05 |                   |                   | /                    |                   |                   | /                                                 |                   |                  |
| <b>Families</b>    | 0.78±0.97<br>(9)                                | 0<br>(7)          | 0<br>(5)         | 0.43±0.53<br>(7)       | 1.00±0.50<br>(9)  | 0 (4)             | 2.00±0.63<br>(6)     | 1.80±0.63<br>(10) | 1.50±0.55<br>(6)  | 2.00±0<br>(5)                                     | 2.00±0<br>(4)     | 1.75±0.50<br>(4) |
| ANOVA              | F=3.71, df=2, p=0.045                           |                   |                  | F=4.59, df=2, p=0.025  |                   |                   | F=1.02, df=2, p=0.38 |                   |                   | F=1.15, df=2, p=0.36                              |                   |                  |
| Tukey HSD          | /                                               |                   |                  | Open vs hidden p<0.05  |                   |                   | /                    |                   |                   | /                                                 |                   |                  |

# An observation of a flight display by Great Crested Grebes *Podiceps cristatus*

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

The descriptions of courtship displays in the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* generally do not mention elements of flight. Even in the pattering with flapping wings during the Retreat Ceremony, the retreating bird gets not really airborne and the pedalling feet remain in constant contact with the water surface. At the dam of the river Sauer in Rosport, Luxembourg, in early 2013, I observed a pair of Great Crested Grebes engaging in a different kind of simultaneous flight that appeared rather ritualized. In the following, the context of the observation is described first before details of the occurrence are given and discussed together with other similar personal observations.

The breeding of Great Crested Grebes at Rosport is a recent phenomenon and only dates back to 2007 (Konter 2009a). It is limited to one pair per season, probably so far the same in each year. During the first years, nest site selection was directly at the dam. Since 2011, after the construction of two oxbows at the height of Steinheim about 2 km upstream, the pair showed a preference for the newly constructed wetland and it only returned for a single breeding attempt to Rosport (Konter 2012a, 2012b). For chick rearing, the family often moved between Steinheim and Rosport. Outside the breeding season, both adults were not always present and regularly one resided in Steinheim whereas the other was at Rosport. In each winter, the complete absence of both grebes from the region was limited in time and perhaps above all related to moult. In early January 2013, one Great Crested Grebe was recorded in Steinheim and a second at the dam in Rosport. In early February 2013, both were present in Rosport.

On 24 February 2013, both grebes were still at the dam. After light night frost during the preceding nights, minor parts of the dam were covered with a thin layer of ice. Around midday, the temperature reached 0° C and it was snowing slightly. The male Great Crested Grebe was still in complete winter plumage whereas the smaller female was in breeding plumage. Both were resting side to side in the pork pie posture at the middle of the water surface when they suddenly stretched their necks up, raised their heads, and thus rotated a bit on the water surface. Then both started swimming in a normal posture and parallel to one another into the same direction. After some 30 m, they slowed their speed, lifted their necks straight upward, slightly elevated their breasts and again started slow rotation. With highly elevated heads and feathers sleeked, they occasionally halted in their movements, sometimes facing, sometime looking into opposite directions. In this kind of parading, they finally came parallel to one another, remained immobile with elevated heads for a glimpse and suddenly took off about simultaneously, both flying upstream for at least a few hundred metres. The grebes' take-off took me by surprise and I am not absolutely sure about which bird initiated it, but it appeared to have been the male that also slightly led during the flight. After the initial feet paddling on the water surface, the grebes gained some height and continued their flight remaining about 2-3 m above the surface of the river Sauer. The female closely following the male, both passed below the bridge that thereafter obstructed my view and the landing could not be observed.

Flight is generally absent in the description of courtship displays not only in Great Crested Grebes, but also in other members of the family Podicipedidae. There are also few mentions of ritualized flight manoeuvres related to migration. Fjeldså (1982) noted that Silvery Grebes *Podiceps occipitalis* show high pre-migratory restlessness and form long lines that move back and forth on lakes from where, in the subsequent night, at least part of the population departed. Movements of a group of 70 Silvery Grebes at Laguna Las Encadenadas, Argentina, in December 2006, were not limited to swimming, but included sudden quasi-simultaneous take-offs of individuals more at the rear end of the line. Some flew up, reaching a height of 2 m, possibly to avoid collision with the birds preceding them (Konter 2009b). A conspicuous pre-migratory group pattering followed by flying as observed in Eared Grebes *Podiceps nigricollis* at Tule Lake

Refuge, California, in early spring 2011 was seen as a contribution to a coordinated onward flight inside a breeding region to facilitate simultaneous colony establishment by large numbers of pairs (Konter 2012c).

At the end, my own observations of Black-necked *Podiceps nigricollis nigricollis* at the Wagbach-niederung, Germany, and of Eared Grebes *Podiceps nigricollis californicus* from Saskatchewan, Canada, (Konter 2009c, 2012c) together with those of Australian Crested Grebes *Podiceps cristatus australis* from Victoria, Australia, (Konter 2004) seems to provide the only examples of flight activity possibly related to courtship. All observations were early in or even just prior to the start of the breeding season: last decade of May for the Eared Grebes, April for the Black-necked Grebes, mid-October for the Australian Crested Grebe and end of February for the European Great Crested Grebe. In no case, nesting in the region had already started. However, most occurrences in *nigricollis* grebes happened in a context of competition. The simultaneous take-off may primarily have served retreating from conspecifics to continue displaying in isolation, and not in all cases two grebes did depart. It may be seen as a test of strength of an arising or existing pair bond. In his monograph of the Black-necked Grebe, Prinzinger (1979) mentioned a display he termed "Flight-racing" in which two grebes run with flapping wings in parallel over the water surface, but they don't get airborne. Fjeldså (1982) described "Splattering" as a display occurring in a context of aggression in which two Penguin dancing Black-necked Grebes turn parallel, start to race and finally take off for a low flight of up to 50 m. After landing, Fjeldså expected courtship to follow, but in my own observations, this was only exceptionally the case.

The four observations of flight in both subspecies of the Great Crested Grebe did not involve sexual rivals and were in general preceded by parallel movements and a kind of parading. Especially if occurring away from the final breeding site, but inside the breeding region, this behaviour may be seen as replacing the ritualized parallel swimming often observed during nest site selection: after displaying on the open water surface, both birds turn parallel and swim to a suitable nesting place. The swimming could be replaced by flight if the nesting place is not located in direct vicinity. With respect to the pair on the river Sauer, one may criticize that there was no urge for site selection because of the weather conditions and also due to the fact that one bird was still in non-breeding plumage. As in the preceding two years the partners mostly had opted for staying at different ends of their extended territory outside the breeding season, convincing the mate early of its own preferences may be advantageous. In addition, in 2012 weather conditions were similarly unfavourable in late February and early March, but this did not prevent the pair from laying its first egg already on 24 March.

It is certainly premature to reach a final view with only one or, adding those of Australia, a handful of observations in the Great Crested Grebe and to rely on an apparent analogy with the occurrences in *nigricollis* grebes which also still lack a final interpretation. More and more detailed observations, especially more precise indications of pre-flight activities, are needed to better understand what these flights really represent. Their observation might however be more challenging than that of other courtship displays of more regular occurrence over a longer period of time and that in addition are generally pre-announced by special calls or postures.

## References

- Fjeldså J. (1982): Some behaviour patterns of four closely related grebes, *Podiceps nigricollis*, *P. gallardoi*, *P. occipitalis*, and *P. taczanowskii*, with reflections on phylogeny and adaptive aspects of the evolution of displays. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 76:37–68.
- Konter A. (2004): Flight courtship of the Great Crested Grebe? The Bird Observer 828: 5.
- Konter A. (2009a): Erster Brutnachweis des Haubentauchers *Podiceps cristatus* an der Sauer. Regulus WB 24:61–62.
- Konter A. (2009b): Observations on diving times, on pre-migratory restlessness and on some displays of Silvery Grebes *Podiceps occipitalis*. Regulus WB 24:67–71.
- Konter A. (2009c): Do Eared Grebes engage in flight during courtship? Blue Jay 67:225–230.
- Konter A. (2012a): Die ornithologische Entwicklung der Sauer bei Steinheim seit Abschluss der Hochwasserschutzmaßnahmen. Regulus WB 27:54–72.
- Konter A. (2012b): Hoher Bruterfolg eines Haubentaucherpaares *Podiceps cristatus* in Steinheim - Zweitbrut mit Schwierigkeiten. Regulus WB 27:73–81.
- Konter A. (2012c): Observations on *zugunruhe* in spring migrating Eared Grebes. Wilson Journal of Ornithology 124: 161–164.
- Konter A. (2012d): Courtship in European Black-necked Grebe *Podiceps nigricollis nigricollis* and American Eared Grebe *P. n. californicus* – A comparative study with some notes on the displays in the African Black-necked Grebe *P. n. gurneyi*. Ferrantia 67: 7–73.
- Prinzing R. (1979): Der Schwarzhalstaucher. Neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.

## Beobachtung eines Flugrituals zweier Haubentaucher *Podiceps cristatus*

Die Literaturangaben zu den Balzritualen des Haubentauchers *Podiceps cristatus* beinhalten in der Regel keine Flugelemente, bei denen sich die Vögel von der Wasseroberfläche abheben. Am 24. Februar 2013 gelang mir aber am Sauerstaudamm in Rosport eine Beobachtung von einem Haubentaucherpaar, das nach Parallelschwimmen und Rotieren auf der Wasseroberfläche einen Parallelflog zeigte. Ein Paar, wahrscheinlich jedes Jahr dasselbe, brütet schon seit mindestens 2007 im Gebiet, bis 2010 bevorzugt direkt am Damm, seit der Fertigstellung von zwei Seitenarmen zum Hochwasserschutz 1-2 km flussaufwärts bevorzugt dort. Anfang Januar 2013 wurden beide Vögel im Gebiet beobachtet, im frühen Februar befanden sie sich dann zusammen am Stau.

Nach leichtem Frost in den vorangegangenen Nächten schneite es am 24. Februar bei Temperaturen um die 0° C ein wenig. Beide Haubentaucher ruhten nebeneinander auf der freien Wasserfläche, als sie plötzlich die Köpfe hoben und ihre Hälse senkrecht nach oben streckten und so leicht auf der Stelle rotierten. Das Männchen war noch im Schlichtkleid, das kleinere Weibchen im Brutkleid. Dann schwammen sie parallel zu einander etwa 30 m in eine Richtung, stoppten, erhoben die Köpfe wie zuvor und rotierten erneut mit leicht erhobener Brust auf dem Wasser. Dabei schauten sie sich gelegentlich an oder konnten auch in entgegen gesetzte Richtungen schauen. Als sie so parallel zu einander kamen, hielten sie in ihrer Rotation kurz an, und hoben praktisch gleichzeitig zu einem längeren Parallelflog ab, bei dem sie eine Flughöhe von etwa 2-3 m erreichten. Die Landung konnte nicht mehr beobachtet werden, da beide unter einer Brücke hindurch flogen und diese dann die Sicht verstellte.

Sieht man vom Zug ab, so gibt es in der ganzen Familie der Lappentaucher Podicipedidae nur wenige Hinweise auf ritualisierte Flüge. Lediglich bei Inkatauchern *P. occipitalis* und Schwarzhalsstäuchern *P. nigricollis* scheint es während der Zugezeit gemeinsame Flugaktionen zu geben, die dazu dienen könnten, den Weiterflug in der Gruppe zu koordinieren.

Neben meinen eigenen Beobachtungen bei europäischen und amerikanischen Schwarzhalsstäuchern, sowie beim australischen Haubentaucher und dem hier angeführten Beispiel, scheint es keine weiteren Literaturnachweise zu ritualisierten Flügen bei Lappentauchern am Anfang der Brutzeit zu geben. Dabei könnten die beim Schwarzhalsstäucher registrierten Fälle sich alle in einem Umfeld von Wettstreit zugetragen haben. Um rivalisierenden Artgenossen zu entfliehen, fliegen dann jeweils zwei Partner von einer Gruppe weg, um ihre Balz in Isolation weiterzuführen. Dies könnte auch gleichzeitig ein Test für die Stärke des Paarbundes sein.

Bei den vier Beobachtungen an beiden Unterarten des Haubentauchers waren nie rivalisierende Artgenossen zugegen. Vor dem Abflug erschien das Verhalten der Partner jeweils ritualisiert, und es wäre durchaus vorstellbar, dass es das bei der Nistplatzwahl ins Spiel kommende Parallelschwimmen in einigen Fällen ersetzen kann, nämlich dann, wenn das Paar sich noch in einiger Entfernung vom Nistplatz befindet, der z. B. in einer anderen Ecke am gleichen Großsee oder an einem benachbarten Gewässer befindet. Angesicht der Wetterbedingungen in Rosport könnte man dagegen anführen, dass das Paar es wahrscheinlich mit der Nistplatzfestlegung noch nicht eilig hatte, zumal das Männchen noch im Schlichtkleid war. Doch bei vergleichbaren Wetterbedingungen im späten Februar und frühen März 2012 erfolgte die erste Eiablage schon am 24. März 2012. Die Tatsache, dass außerhalb der Brutzeit beide Tiere sich oft in verschiedenen Bereichen des 2 km-langen Sauerabschnitts aufhielten, könnte auch auf unterschiedliche Vorlieben, den Nistplatz betreffend, zurückzuführen sein. Dann wäre es von Vorteil, den Partner früh von seiner eigenen Wahl zu überzeugen.

Es ist bestimmt verfrüht, die Beobachtung von Rosport abschließend zu bewerten, selbst wenn man die Fälle bei der australischen Unterart oder, in Analogie dazu, die Beobachtungen bei den Schwarzhalsstäuchern berücksichtigt. Weitere Beobachtungen mit vor allem genaueren Angaben zum Geschehen direkt vor dem Abflug sind erforderlich, um die Vorgänge exakt zu interpretieren.

## Observation d'un vol ritualisé par un couple de Grèbes huppés *Podiceps cristatus*

Les descriptions des parades nuptiales du Grèbe huppé *Podiceps cristatus* ne comprennent généralement pas d'éléments de vol véritable. Cependant, le 24 février 2013, j'ai pu observer au barrage de la Sûre à Rosport un vol de deux grèbes qui faisait suite à un comportement apparemment ritualisé. Probablement le même couple de grèbes niche au barrage depuis 2007, mais depuis l'excavation de deux bras latéraux 1-2 km en amont du barrage, il a montré une préférence pour y construire son nid. Début janvier, deux grèbes ont été recensés dans la région qui se retrouvaient début février tous les deux au barrage.

Après quelques nuits avec léger gel, les températures atteignaient 0° C au 24 février 2013 et il neigeait un peu. Les deux grèbes se reposaient sur la surface de l'eau, l'un à côté de l'autre quand subitement ils levaient les têtes et étendaient leurs cous verticalement pour ainsi légèrement pivoter sur leurs axes. Alors que le mâle avait encore son plumage d'hiver, la femelle avait déjà mué en plumage nuptial. Les deux se mettaient à nager en parallèle sur une trentaine de mètres pour s'arrêter et à nouveau lever les têtes. De nouveaux pivotements suivaient, les oiseaux tournant légèrement sur place, par moments se tournant face à face, par d'autres regardant dans des directions opposées. Lorsque parallèles, les deux restaient immobiles pour un court moment, puis ils s'engageaient pratiquement simultanément dans un vol parallèle de 2-3 m au-dessus de l'eau sur une distance de quelques centaines de mètres. Ils passaient en-dessous d'un pont qui par la suite me cachait la vue de sorte que l'atterrissage ne fût pas observé.

Excepté lors de la migration, il n'y a pour tous les membres de la famille des grèbes Podicipedidae que peu d'indications de vols ritualisés. Seulement le Grèbe aux belles joues *Podiceps occipitalis* et le Grèbe à cou noir *Podiceps nigricollis* montrent lors de leur migration des vols communs qui pourraient servir à coordonner le départ du voyage.

À côté de mes propres observations de Grèbes à cou noir en Europe et en Amérique du Nord ainsi que de Grèbes huppés en Australie et à Rosport, la littérature ornithologique semble être muette à propos de vols ritualisés lors du début de la période de nidification chez les grèbes. Soulignons que les cas enregistrés pour le Grèbe à cou noir sont tous apparus dans des situations de rivalité. Pour échapper aux rivaux, deux partenaires auraient pu s'échapper d'un groupe par un véritable vol pour continuer les danses nuptiales en isolation. L'envol simultané pourrait être vu comme un test de stabilité pour leur union.

Dans les quatre observations engageant les deux sous-espèces du Grèbe huppé, des rivaux étaient absents. Avant l'envol, le comportement des partenaires apparaissait ritualisé et on pourrait s'imaginer que la natation parallèle utilisée lors de la sélection de l'emplacement du nid pourrait être remplacée par un vol parallèle, notamment dans les cas où l'endroit de l'emplacement du nid se trouve à une certaine distance, par exemple dans un autre coin sur un grand lac ou sur un plan d'eau avoisinant. En considérant les conditions météorologiques à Rosport, on pourrait critiquer qu'il n'y avait pas urgence pour cela, d'autant plus que le mâle avait encore son plumage d'hiver. Or les conditions étaient pareilles à la même époque en 2012 et la femelle avait pondu son premier œuf le 24 mars. Le fait que les deux partenaires, en dehors de la période de nidification, utilisaient souvent des parties différentes de la Sûre pourrait indiquer des préférences divergentes quant à l'endroit précis de nidification. Dans de telles circonstances, il pourrait être avantageux de convaincre son partenaire tôt de son propre choix.

Il est certainement prématuré pour tirer des conclusions définitives de l'observation isolée de Rosport, même en considérant les trois observations de la sous-espèce australienne ou, par analogie, celles du Grèbe à cou noir. Des observations supplémentaires, notamment des détails précis sur le comportement des partenaires juste avant l'envol, sont indispensables pour réaliser une appréciation correcte des faits.

# Maximizing food availability for breeding passerines - The effects of different cutting regimes on invertebrate prey abundance in agricultural grasslands surrounding reedbeds

Mikis Bastian, col@naturemwelt.lu

**Abstract:** The detrimental effects of grassland cutting on the flora and fauna have been well documented by numerous authors. The aim of this study was to investigate how different cutting regimes affect invertebrate abundances and biomass, and thus prey availability for breeding passerines in the largest continuous reedbed in Luxembourg. The results of this study suggest that cutting has a significant effect on invertebrate biomass and abundance, but may differ with the time of cutting. Riparian margins (Uferand-streifen) and set-aside areas (permanently uncut plots) were characterised by high invertebrate abundances that were usually much higher than in surrounding agriculturally used grassland. These areas may therefore represent vital refuge areas and play an important role in the subsequent recolonisation by invertebrates of cut fields and are important foraging grounds for many bird species. Birds were found to have clear foraging preferences for those grassland sites with high insect abundance but greatly benefited from access points that increased prey accessibility. Optimum food availability for passerines, both breeding and migrating, is likely to be achieved through a combination of different cutting regimes, resulting in a mosaic of cut and uncut fields over a range of different times.

**Résumé :** **Optimisation de l'offre alimentaire pour les passereaux nicheurs - Effet sur l'abondance de proies invertébrées selon les méthodes d'exploitation de prairies à proximité de roselières**

De nombreux chercheurs ont pu démontrer les effets néfastes du fauchage d'une prairie sur la faune et la flore. Le but de ce travail consistait à voir l'impact sur l'abondance des invertébrés et de la biomasse selon le régime de fauchage, et logiquement aussi sur la disponibilité de proies pour les passereaux nichant dans la roselière adjacente à Ueber-syren, la plus grande au Luxembourg. L'époque de la fenaison (mai, juin ou juillet) fut prise en considération ainsi que l'influence de parcelles non fauchées. Les investigations ont montré un impact significatif du fauchage sur la biomasse des invertébrés, cependant différent selon la période de fenaison. L'abondance de la plupart des familles d'insectes diminuait d'un pourcentage situé entre 79,1 et 91,3. L'abondance de la famille des diptères cependant augmentait de 38% après la fenaison de juin et pour celle des hyménoptères, aucune variation statistiquement significative était constatée. L'absence de structuration de la végétation après la fenaison aurait pu avoir un impact différent selon les familles. L'abondance des invertébrés augmentait dans les deux à quatre semaines après la fenaison de mai et la population d'insectes avait récupéré passablement au moment de la fenaison de juillet. Les bandes riveraines et coins non perturbés montraient une abondance en invertébrés nettement supérieure aux surfaces limitrophes exploitées : elles pourraient constituer des surfaces de retrait importantes et jouer un rôle majeur dans la recolonisation des surfaces fauchées. Il s'agit d'espaces de gagnage importants pour beaucoup d'espèces d'oiseaux. Les Bruants des roseaux *Emberiza schoeniclus*, dont le comportement alimentaire a été suivi en détail, montraient une prédilection pour les surfaces herbacées à haute densité en insectes. Ils exploitaient les points d'accès facilitant la capture des proies. Il est très probable qu'une disponibilité optimale en proies pour les passereaux, tant en saison de nidification qu'en période de migration, peut être obtenue en combinant diverses méthodes de fauchage afin de disposer en permanence d'une mosaïque de parcelles fauchées et non fauchées.

**Zusammenfassung: Maximierung der Futterverfügbarkeit für brütende Singvögel – die Folgen verschiedener Mahdkonzepte in den an Schilfgebiete angrenzenden, landwirtschaftlich genutzten Grünflächen auf die Abundanz der Invertebraten als Futterquelle**

Die negativen Folgen der Mahd auf Flora und Fauna sind durch zahlreiche Studien gut belegt. Diese Studie untersuchte wie verschiedene Mahdkonzepte sich auf die Abundanz und Biomasse der Invertebraten auswirken, und somit die Futterverfügbarkeit für brütende Singvögel im größten zusammenhängenden Schilfgebiet Luxemburgs bei Uebersyren beeinflussen. Dabei wurden der Zeitpunkt der Erstmahd (Mai, Juni oder Juli) sowie der Einfluss von ganzjährig nicht gemähten Eckflächen und Randstreifen berücksichtigt. Die Resultate deuten darauf hin, dass die Mahd signifikante Auswirkungen auf die Biomasse und Abundanz der Invertebraten hat, diese können sich aber je nach Zeitpunkt der Mahd unterscheiden. Nach dem Schnitt ging die Abundanz der meisten Insektenfamilien um zwischen 79,1% bis 91,3% zurück. Ausnahmen bildeten die Familie der Diptera, deren Abundanz nach dem Juni-Schnitt um 38% zunahm, und die Hymenoptera, wo keine signifikanten Änderungen nachgewiesen werden konnten. Die fehlende Strukturierung der Vegetation nach der Mahd könnte sich dabei unterschiedlich auf die einzelnen Familien auswirken haben. In den im Mai abgemähten Flächen stieg die Invertebraten-Abundanz wieder in den zwei bis vier Wochen nach dem Schnitt und zum Zeitpunkt der Juli-Mahd hatten sich die Insektenpopulationen auf den im Mai und Juni beschnittenen Flächen weitgehend erholt. Uferandstreifen und permanent unberührte Ecken zeigten eine andauernd hohe Invertebraten-Abundanz auf, die weit höher als in den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Grünflächen war. Diese können deshalb den Insekten überlebenswichtige Rückzugsflächen bieten und eine hervorragende Rolle in der Wiederbesiedlung gemähter Flächen spielen. Sie sind wichtige Futtergebiete für viele Vogelarten. Die Rohrammern *Emberiza schoeniclus*, deren Beutefangverhalten hier exemplarisch untersucht wurde, zeigten bei ihrer Futtersuche eine klare Präferenz für Grünflächen mit einer hohen Insekten-Abundanz. Dabei profitierten sie von Zugangspunkten, die den Zugriff auf die Beute erleichterten. Die optimale Futterverfügbarkeit für Singvögel, sowohl zur Brut als auch zur Zugzeit, wird mit hoher Wahrscheinlichkeit durch eine Kombination verschiedener Mahdkonzepte erreicht, die dazu führen, dass über die Erntemonate verteilt immer ein Mosaik von gemähten und ungeschnittenen Flächen besteht.

The transition from traditional farming practices to high-intensity agriculture over the last decades has been accomplished at the expense of farmland biodiversity (Barraquand & Martinet 2011) and has long been identified as a major driver behind the current population declines of many species of flora and fauna (Haysom et al. 2004). Rapidly increasing demands for food and other agricultural products are likely to further accentuate these problems (Kleijn & Sutherland 2003).

Since the early 1990's, attempts have been made to counteract the negative effects of modern agriculture by adopting more wildlife-friendly practices (Barraquand & Martinet 2011; Kleijn & Sutherland 2003). Agri-environment schemes are considered as a major tool for protecting and enhancing biodiversity within production landscapes without compromising the economic viability of agriculture (Kleijn & Sutherland 2003, Natural England 2009).

These schemes typically involve a range of different measures, such as the reduction of nutrient and pesticide emissions, delayed grassland cutting regimes and/or the provision of uncropped field margins. They reimburse farmers for the economic losses they might incur. Farmland and grassland birds, in particular, have undergone dramatic population collapses across Europe as a result of agricultural intensification (Benton et al. 2003, Kragten et al. 2011). Recent studies have suggested that reduced availability of invertebrate prey and other food supplies may be a major contributor to these declines (Benton et al. 2002, Douglas et al. 2009, Kragten et al. 2011).

## AIMS AND OBJECTIVES

The main aim of this study was to determine the most appropriate cutting regime (including riparian margins and permanently uncut areas) for agriculturally used grasslands surrounding a protected reedbed zone in Luxembourg in order to maximise food availability for breeding and migrating passerines. The second aspect of this study was to determine how the resulting mosaic of cut and uncut areas affects bird foraging behaviour and food accessibility.

## METHODS

### Study site

Sampling took place from June until July 2012. The study was carried out at the "Schlammwiss-Aalbaach" nature reserve in Luxembourg. The reserve is a designated Special Protected Area (SPA) for birds. It covers a total area of 21 ha and represents the largest continuous reedbed of the country. The site is an important breeding and feeding ground for numerous resident and migratory bird species (Administration des Eaux et Forêts 2008), including many nationally endangered species, as well as the globally threatened Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*).

### Cutting regimes

Invertebrate biomass and abundances were assessed for each one of the following different cutting regimes:

- grassland cut in May,
- grassland cut in June,
- grassland cut in July,
- permanently uncut area,
- riparian margins.

### Invertebrate abundance

The availability of invertebrate prey in different grasslands was assessed using sweep netting. This method provides a crude estimate of invertebrate abundance and has been widely used in dietary studies of farmland and grassland birds (Brickle & Peach 2004). For each cutting regime, three grasslands were sampled at bi-weekly intervals from early June until mid-July. To test for potential edge effects, samples were collected both along the edge (near the adjacent reedbed) and at the centre of each grassland (30m away from edge of reedbed towards field centre). Sampling transects were carried out over a distance of 10m. Due to their relatively small size, riparian strips and permanently uncut plots were not divided into edge and centre samples and only three replicates were collected per plot. All invertebrates (>2mm) were identified down to order using standard reference guides, dried at 50°C for 24 hours and the total biomass per sample (in g) was determined. Invertebrates that were smaller than 2mm were omitted, as they don't tend to contribute significantly to breeding birds' diets (Brickle & Peach 2004).

### Bird foraging observations

The total number and locations of foraging flights of adult Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* were recorded between cut and uncut grassland plots. The relative ease with which they can be observed and the fact that they rely on invertebrates as a major food resource for rearing their chicks (Brickle & Peach 2004) makes them an appropriate study species to investigate the effects of grassland cutting on invertebrate communities and bird foraging. A total of 12 hours of observational data (approximately 6hrs. for each cutting regime) was recorded between 13 June and 15 July 2011. Observations were divided into two categories:

- observations made between 13 and 25 June ("June" grassland plots still uncut, with "May" plots recently cut),
- observations between 26 June and 15 July ("June" plots cut, vegetation in "May" plots partially re-grown).

### Vegetation height

Vegetation height was taken at bi-weekly intervals from early June until the end of July at five randomly selected locations of every cutting regime. These measurements provided a rough es-

time of the grassland recovery rates after cutting and an indication of overall vegetation height and structure, which can be linked to invertebrate abundance (Haysom *et al.* 2004).

### Data analysis

Total invertebrate biomass (in g) was compared between cutting regimes, and between grassland edge and centre using general linear mixed-effects models in SPSS® (PASW Statistics 18). Cutting regimes (May, June, July, Uncut and Riparian) and location (centre and edge) were used as fixed factors. Invertebrate biomass was log-transformed in order to meet normality assumptions. Model simplification was by stepwise elimination of the least significant term until the minimum adequate model was achieved. Results were considered significant if  $P < 0.05$ .

As the abundances of the most common invertebrate orders (Diptera, Coleoptera, Lepidoptera, Araneae, Hemiptera, Orthoptera and Hymenoptera) followed a Poisson distribution, Generalized Estimating Equations (GEE) were used to test for differences in abundances between different grassland plots and locations (edge, centre). All abundance data was  $\log(x+1)$  transformed in order to meet normality assumptions. Abundance data for Lepidoptera was analysed using GLEE (assuming a Poisson distribution), as it was not possible to normalise the data. Autoregressive covariance structures were used for all models.

Bird observations were analysed using Chi-square tests, in which the number of observed foraging flights per cutting regime was compared to the number of expected flights. Expected flights were calculated assuming that birds did not show preferences for either cut or uncut vegetation. Because all grassland plots were of approximately equal size, the number of foraging flights was predicted to be equal between treatments. Results for all statistical analyses were considered significant if  $P < 0.05$ .

### RESULTS

Premature cutting took place on 20 May. Due to a prolonged period of rain in mid-June 2011, the plots supposed to be cut on 15 June, were left uncut until the 26 June. Similarly, adverse weather conditions throughout the second half of July meant that grassland plots that were to be cut on 15th July were not cut until the beginning of August. While these plots provided important background information on invertebrate biomass in grasslands that are not cut, it was not possible for this study to evaluate the effects of July cutting regimes on invertebrate abundance. No invertebrate abundance data is available for the second half of July, as sweep netting (restricted to dry mornings) could not be carried out.

When comparing the agriculturally used grassland plots (May, June and July), invertebrate biomass varied significantly between all three cutting regimes ( $F_{2, 60.520} = 55.750$ ,  $p < 0.001$ ), but not between the edge and centre of grassland plots ( $F_{1, 59.699} = 1.488$ ,  $p = 0.227$ ) and no significant interaction was detected between these main factors ( $F_{2, 57.952} = 1.052$ ;  $p = 0.356$ ). Subsequent inclusion of all cutting regimes and removal of the location factor confirmed the presence of highly significant differences between all regimes ( $F_{4, 81.775} = 38.696$ ;  $p < 0.001$ ). Bonferroni pair-wise comparisons detected significantly lower invertebrate biomasses for fields cut in May and June when compared to all other regimes (Figure 1). May and June also differed between each other, with fields cut in May having greater overall invertebrate biomass. Prior to cutting, invertebrate biomass levels for the June grasslands were very similar to those in fields supposed to be cut in July but dropped significantly after being cut (26 June). Riparian margins were characterised by the highest overall invertebrate biomass.

Similarly, cutting regimes were found to have a significant effect on the abundance of all invertebrate orders, with the exception of Hymenoptera, for which the effect was marginally insignificant (Table 1). The effects of the sampling location (edge vs. centre), however, varied between individual orders or were found to significantly interact with cutting regime (see Figure 2). All cutting regimes were found to significantly affect invertebrate abundances (Table 2), with the exception of Lepidoptera and Hymenoptera, which were insignificant (Wald Chi-Square = 4.280; d.f. = 1, 4;  $p = 0.369$ ) and marginally insignificant ( $p = 0.094$ ) respectively. As the differences for Hymenoptera were only marginally insignificant, increased sample size or continued sampling over a longer period of time might have increased the significance of these findings.

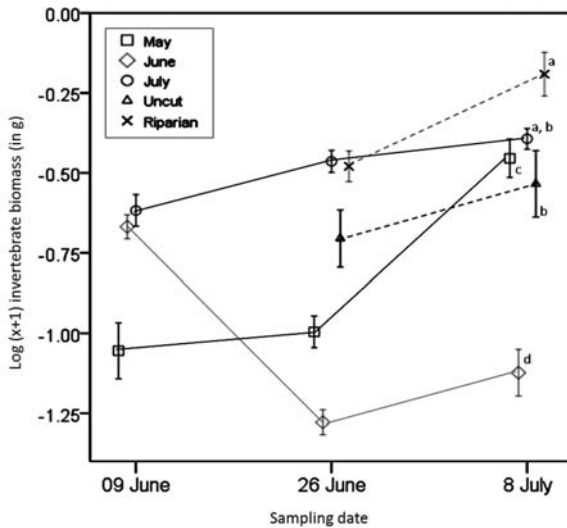


Figure 1: Invertebrate biomass across all grassland cutting regimes at bi-weekly intervals from June until July. Shown are mean values for log-transformed invertebrate biomass (in g). As the GLMM did not reveal any significant effects for location and no interaction effect (cutting regime  $\times$  location), no difference was made between centre and edge samples and all data was pooled. Letters adjacent to timelines indicate which cutting regimes were similar to each other. No data was collected for “riparian margins” and “permanently uncut” plots in early June.

**Table 1: Outputs of Generalized Estimating Equations (GEE) examining invertebrate abundances between grassland plots with different cutting regimes (May, June, July) and locations (edge, centre) sampled at biweekly intervals from early June until mid-July. Only significant results from minimum adequate models (MAM) are shown.**

| Term                             | d.f. | Wald Chi-Square | P       |
|----------------------------------|------|-----------------|---------|
| a) Diptera                       |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 19.840          | < 0.001 |
| cutting regime $\times$ location | 1    | 0.056           | 0.813   |
| location                         | 2    | 8.263           | 0.016   |
| b) Coleoptera                    |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 58.605          | <0.001  |
| c) Lepidoptera                   |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 11.972          | 0.003   |
| location                         | 1    | 2.092           | 0.148   |
| cutting regime $\times$ location | 2    | 6.979           | 0.031   |
| d) Araneae                       |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 136.222         | <0.001  |
| e) Orthoptera                    |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 84.553          | <0.001  |
| location                         | 1    | 4.974           | 0.026   |
| f) Hemiptera                     |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 14.459          | 0.001   |
| g) Hymenoptera                   |      |                 |         |
| cutting regime                   | 2    | 4.987           | 0.083   |

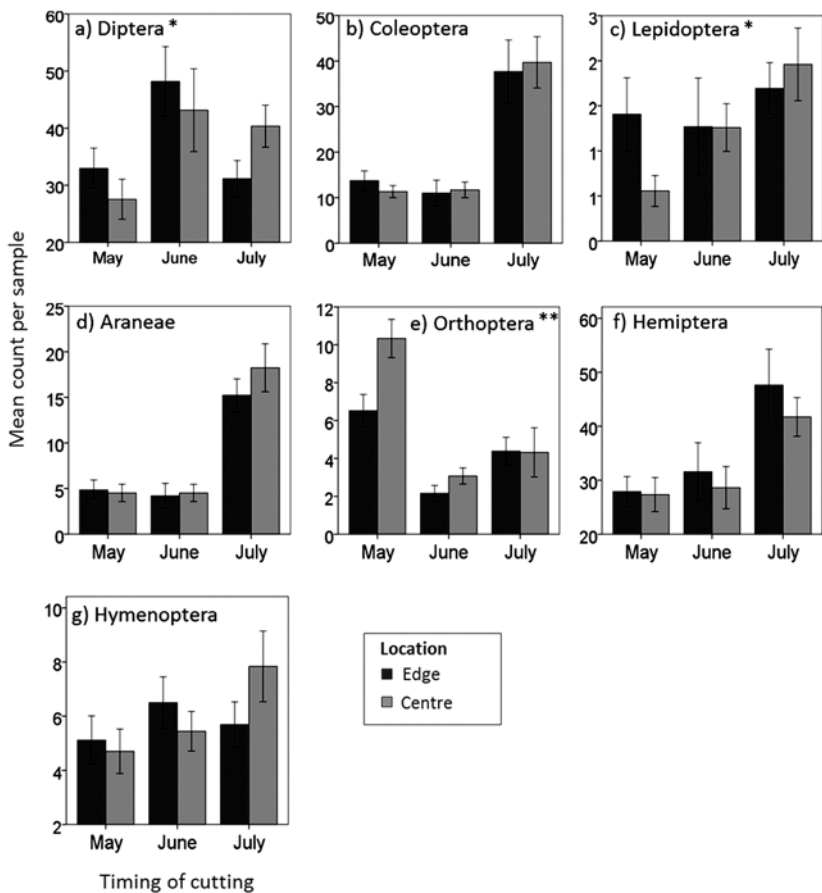


Figure 2: Differences in invertebrate abundances collected along the edge or centre of fields between different cutting regimes. Analysis (using GEE) was restricted to agriculturally used fields (cutting regimes: May, June, July). Shown are means of abundance data, with error bars indicating  $\pm 1$  S.E. \* indicates invertebrate orders for which a significant interaction term was observed between cutting regimes (May, June, July) and location of the sample (edge, centre), \*\* indicates the presence of a significant edge/centre effect.

**Table 2: Outputs of General Linear Mixed Model (GLLM) examining invertebrate abundances between all cutting regimes (May, June, July, permanently uncut and riparian margins), sampled at biweekly intervals from early June until mid-July. All count data were log (x+1) transformed to meet assumptions of the test.**

| Term        | d.f.      | F-value | P       |
|-------------|-----------|---------|---------|
| Diptera     | 4; 48.811 | 5.563   | 0.001   |
| Coleoptera  | 4; 39.911 | 9.837   | < 0.001 |
| Araneae     | 4; 48.597 | 27.258  | < 0.001 |
| Orthoptera  | 4; 44.264 | 3.390   | 0.017   |
| Hemiptera   | 4; 44.773 | 13.780  | < 0.001 |
| Hymenoptera | 4; 49.333 | 2.109   | 0.094   |

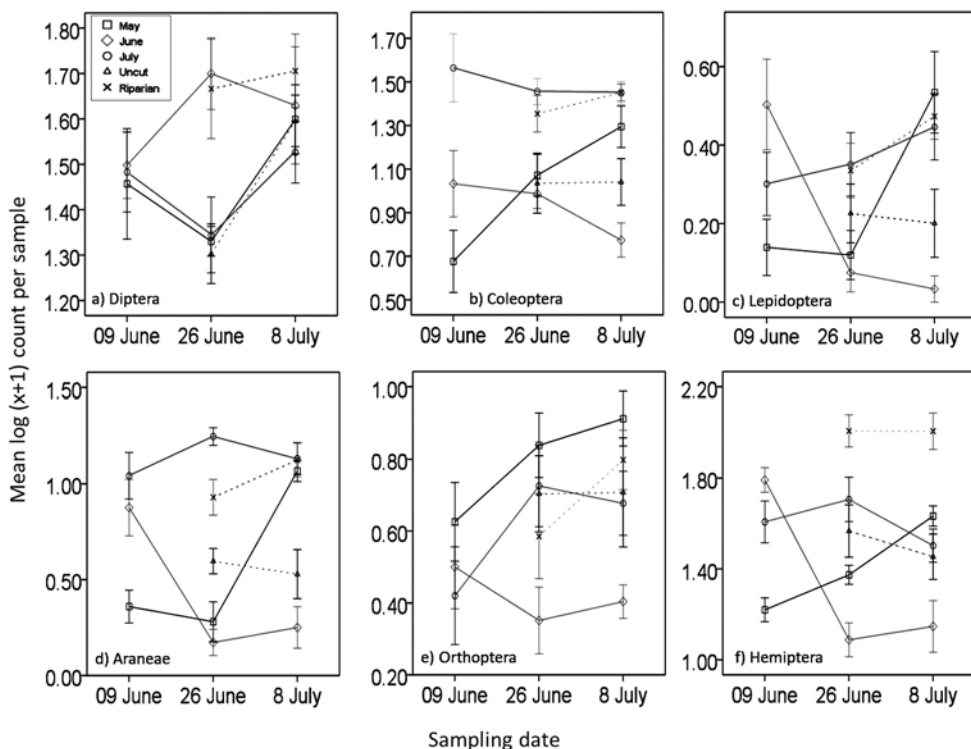


Figure 3: Abundance of individual invertebrate orders between different cutting regimes, collected every 2 weeks from June until July 2011. Shown are means of log (x+1) abundance data. Abundance data for Hymenoptera is not shown, as there were no differences between different cutting regimes.

Overall, invertebrate abundances in uncut grassland plots tended to be higher on average than cut plots and remained relatively stable over the entire study period. Cut grasslands, in contrast, differed markedly before and after cutting. Immediately after cutting, most invertebrate abundances were severely reduced (Lepidoptera, Araneae, Hemiptera), as indicated in Figure 3. Abundances of Coleoptera (Fig.3 b) and Orthoptera (Fig.3e) only underwent relatively small declines, while the abundance of Diptera (Fig.3a) sharply increased immediately following the cutting event. This increase, however, was largely due to the presence of large numbers of small (approx. 2mm) flies that occurred in cut fields immediately after cutting (*pers.obs.*). Fields cut in May experienced strong increases in all invertebrate orders 2-4 weeks after they were cut in late May (Fig.3). Uncut plots (July, riparian margin, permanently uncut) remained relatively stable over the same period of time and did not show any of the major increases in abundance that characterised cut plots.

### Vegetation and Reed Bunting foraging observations

The vegetation analysis revealed a significant positive correlation between average vegetation height and average insect biomass between different grassland plots (Spearman's  $\rho = 0.671$ ,  $N = 39$ ,  $p < 0.001$ ).

The number of foraging flights recorded between cut and uncut plots clearly indicated that Reed Buntings had a preference for feeding inside uncut grassland plots (Fig. 4), largely avoiding recently cut plots, as indicated by the Chi-square test ( $\chi^2 = 7.142857$ , d.f. = 1,  $p = 0.008$ ). Once the June grassland plots had been cut, foraging flights occurred equally ( $\chi^2 = 0.2$ , d.f. = 1,  $p = 0.655$ ) between both May (partially regrown after cutting) and June (freshly cut) regimes. However, the vast majority (>66%) of foraging flights into the freshly cut fields (of the June cutting regime) occurred along the edge of the cut plots (*pers. obs.*), rather than the centre of the field. Feeding was almost exclusively restricted to the interface between cut plots and reedbeds/uncut vegetation. In addition, many more birds were observed feeding inside the reedbeds (compared to before cutting), often using the cut plots to enter the reeds.

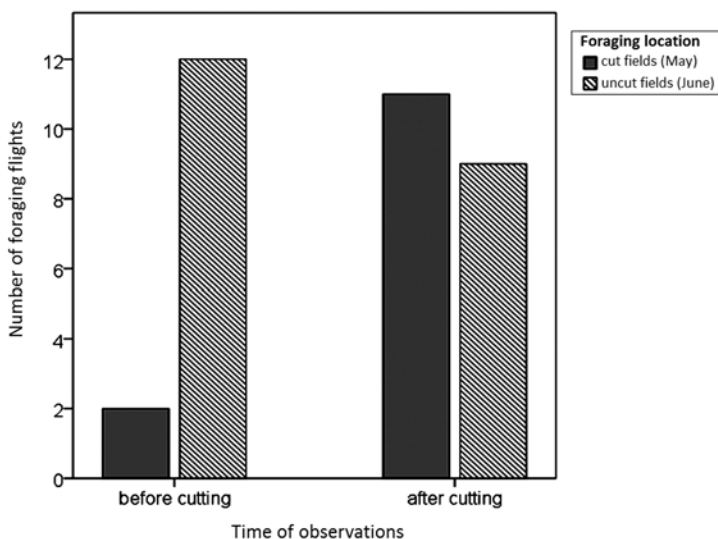


Figure 4: Number of foraging flights of Reed Buntings between cut and uncut grasslands. "Before cutting" observations were made just after fields under the May cutting regime had been mown, while fields under the June regime were still uncut. "After cutting" observations were made after grassland plots of the June cutting regime had been cut, while fields of the May cutting regime had already partially recovered (i.e. at least one month after being cut).

## DISCUSSION

### Effects of grassland cutting

As might be expected and as has been described by numerous authors (e.g. Albrecht *et al.* 2010, Blake *et al.* 2011, Humbert *et al.* 2009, Morris 2000, to name but a few), grassland cutting had significant deleterious effects on invertebrate biomass and abundance. The adverse impacts of mowing did not seem to be limited to the cutting event itself, as some invertebrate orders continued to decline (or remained low) for several weeks after the actual cutting event. In addition to the increased mortality, mowing also leads to drastic changes in the physical structure of the environment, which may no longer be suitable for most invertebrate taxa. As the remaining invertebrates are moving out of the cut fields and into more suitable habitats, declines may continue to well after the cutting (Humbert *et al.* 2009, Malkus 1997).

While cutting always resulted in marked declines of abundance – Diptera being the only exception – the rates of decline varied significantly between individual orders. Reductions in the numbers of beetles (Coleoptera), for example, were less severe (-49.6%), indicating that this taxon may be relatively robust to the effects of cutting. As this order includes many ground-dwelling organisms, the effects of cutting may have been less severe due to their ability to avoid direct adverse effects of mechanical cutting (Humbert *et al.* 2009). Similarly, grasshoppers and crickets (Orthoptera) were reduced by 50.2 %, which is within the range described by Humbert *et al.* (2009), who found that cutting and harvesting may reduce orthopteran abundance by as much as 75%.

Most other invertebrate orders, however, experienced much more significant reductions in abundance, ranging from 79.1 % for Hemiptera, to as much as 91.3% for Araneae. Detrimental effects of the cutting seemed to be most pronounced for those taxa which have one or more relatively immobile life stages. Because of the relatively sedentary lifestyle of caterpillars and their reliance on high-quality and often highly specific food resources – both of which will be reduced as a result of cutting – Lepidoptera are particularly vulnerable to mowing (Morris 2000).

For Araneae, which are known to be very sensitive to mowing, reduced vegetation structure and to a lesser degree prey availability are likely to be the main factors that caused their massive population declines (> 90%), as has been suggested by numerous other studies (Cattin *et al.* 2003, Morris 2000). Prior to cutting, grassland plots were characterised by relatively high and variable sward height, which probably supported large numbers of different arachnids, as suggested by high spider abundances in comparable fields that were to be cut in July.

Other orders, such as Odonata and Dermaptera, which occurred at very low densities even before cutting – and therefore were not included for further analysis – completely disappeared after grasslands had been cut (independent of the timing of the cutting). The subsequent recolonisation was very slow (taking over six weeks for Dermaptera) or still had not occurred by the end of this study, as in the case of Odonata.

Not all orders were adversely affected by the mowing. Diptera, for example, showed a marked increase (+38 %) in abundance immediately following the cutting event in June. The increases were relatively short-lived, however, and abundances of Diptera fell again approximately two weeks after cutting. These increases, which can largely be attributed to the presence of large numbers of small ( $\pm$  2mm) flies, are unlikely to represent a major food resource for birds, as suggested by Brickle and Peach (2004), who found no evidence of small flies being a component in the diet of Reed Bunting chicks.

The results of this study suggest that the timing of the cutting did have significant effects on invertebrate biomass, with fields cut in June having lower overall averages than fields that were cut in May. Both the May and June cutting regimes, in turn were significantly different from fields that were to be cut in July. As invertebrates started to move back into the cut fields, both biomass and abundances of invertebrates increased sharply over a very short period of time. By the beginning of July, biomass in these fields had recovered to levels that were similar to those of uncut grasslands, confirming studies by Blake *et al.* (2011) and others, which found that early spring cutting is often characterised by very quick recoveries of most invertebrate taxa.

The reasons for the marked increase in biomass are not entirely clear, but are likely to be related to the regeneration of vegetation inside the cut fields, as indicated by the highly significant correlation between vegetation height and invertebrate biomass. The availability of fresh, highly

nutritious plant re-growth may have favoured the recolonisation by invertebrates (Malkus 1997) and especially herbivorous and generalist species, which in turn will lead to increases of predators and parasites that feed on them (Albrecht *et al.* 2010, Benton *et al.* 2002).

#### **Value of set aside areas and marginal habitats**

Invertebrate biomass was very high for both permanently uncut plots and riparian margins and remained relatively constant throughout the sampling season. These sites represent vital refuges for invertebrate (and vertebrate) species as adjacent grasslands are being cut (Haysom *et al.* 2004) and may also play an important role in the subsequent recolonisation of regenerating cut fields (Malkus 1997).

In addition, riparian margins tended to be characterised by a relatively diverse suite of plants that was significantly different from those of the more frequently cut agricultural grasslands. While grassland plots tended to be dominated by grasses, and to a lesser degree by plantains (*Plantago spp.*), clover (*Trifolium spp.*), bird's foot trefoil (*Lotus spp.*) and buttercups (*Ranunculus spp.*), riparian areas tended to have high abundances of nettles (*Urtica spp.*), Wild Angelica (*Angelica sylvestris*), Creeping Thistles (*Cirsium arvense*), Great Willowherb (*Epilobium hirsutum*), Perforate St John's-Wort (*Hypericum perforatum*), Water Dock (*Rumex hydrolapathum*), and Monk's Rhubarb (*Rumex alpinus*), together with some smaller stands of Common Reed (*Phragmites australis*). The high plant diversity itself leads to high structural diversity and prolonged availability of food resources, as many plants will have different growing and flowering times (Albrecht *et al.* 2010).

The increased plant diversity of riparian margins is also the likely cause why these areas tended to have higher invertebrate biomass and abundances than permanently uncut areas, which were dominated by sedges, with only very few emerging reed stems and flowers (mostly Great Willowherb). Despite this floral uniformity, permanently uncut areas often had very similar biomass levels and invertebrate abundances to riparian strips or uncut agricultural grasslands (July). Permanently uncut areas have also been shown to play vital roles as overwintering grounds and refuges for many invertebrate species (Haysom *et al.* 2004). In addition, riparian strips and set-aside, uncut areas may play an important role for some rarer invertebrates. Individuals belonging to Mecoptera, for example, were only found in Riparian strips.

#### **Bird foraging**

Bird foraging was far more common ( $p = 0.008$ ) in uncut grasslands than in cut grasslands, and closely reflected the much higher availability of invertebrate prey within uncut grassland. Similar effects have been made by numerous studies, which all found that birds tend to feed disproportionately in invertebrate-rich habitats (Douglas *et al.* 2009). These preferences, however, disappeared ( $p = 0.655$ ) after grasslands were cut and birds had the choice between cut and "recovering" grassland plots. This may be somewhat surprising, especially when considering the fact that invertebrate abundances and biomass in "recovering" fields were similar to pre-cutting levels. The significant increase of foraging flights inside newly cut fields, however, can largely be attributed to the first couple of days after the cutting, when reed buntings seemed to take advantage of the newly created edge between cut and "recovering" plots and between cut plots and reedbeds. The vast majority (>66%) of foraging flights did not venture more than one metre into the cut fields and foraging itself almost exclusively took place along the edge of cut and uncut plots and reedbeds (*pers. obs.*). These observations concur with previous reports by Douglas *et al.* (2009), who suggested that food accessibility may be enhanced if a mosaic of cut and uncut areas exists. Most of these observations were limited to the first two days of fields being cut (*pers. obs.*), suggesting that invertebrates along the newly created edge were either depleted (as a result of increased predation) or had moved further into the uncut habitat (to avoid predation).

#### **Management implications**

As cutting (and to a lesser extent grazing) will always have significant adverse impacts on the wildlife (flora and fauna), the timing and intensity of the cutting should be considered very carefully, especially in sensitive areas such as wet meadows or nature reserves. The severity can generally be reduced through a number of relatively simple measures.

Ideally, cutting frequency should be reduced to a single cut per grassland per year, as multiple cuts have been shown to have much more severe effects on invertebrate abundances (Blake *et al.* 2011). Cutting itself should be carried out over a range of different dates and as a mosaic of cut and uncut fields, rather than as a continuous large area (Benton *et al.* 2003, Malkus 1997). The wildlife value of agriculturally used grasslands can be further improved by providing corridors of uncut habitat, such as hedgerows, field margins, riparian strips and reedbeds (Benton *et al.* 2003).

The best timing for mowing will depend on the conservation goals that are to be achieved: if the aim is to maximise the abundance of invertebrate prey for local breeding birds, the timing of cutting will be a different one to that if the management goal is to maximise prey availability during bird migration. Cutting, therefore, should be carried out over a wide temporal range (including both spring and summer cuttings), in order to guarantee the continuous presence of appropriate habitats for the majority of invertebrate taxa (Benton *et al.* 2003).

Riparian margins should be cut on a rotational basis in order to reduce the detrimental effects (Benton *et al.* 2003; Morris 2000). Due to their high conservation value and importance as refuge and overwintering habitat for many vertebrate and invertebrate taxa, these areas should never be cut all at once, but over a period of several years.

## Conclusion

This study has clearly shown that grassland cutting greatly reduces invertebrate abundances, and thus, prey availability for grassland and farmland birds. The adverse effects, however, varied greatly between different invertebrate orders. The importance of the timing of cutting, however, is likely to have been masked by the relatively short sampling period. Fields cut in May, for example, showed a relatively quick recovery and had similar levels of invertebrate prey than uncut fields, after as little as six weeks. Early spring cutting, therefore, may be beneficial for migratory birds, as the invertebrate prey resources within them will have sufficiently recovered at the start of the migratory season, as long as they will not be cut again prematurely (i.e. before September).

Marginal habitats (riparian strips) and set-aside areas (uncut plots) were found to be characterised by very high floral and structural diversity and harboured significantly higher abundances of invertebrates than surrounding agricultural grasslands and provide invertebrate-rich feeding grounds or many bird species.

Given the reserve's importance as a stop-over site during spring and autumn migration, the effects of significantly improved invertebrate prey abundance may actually be disproportional to the site's relatively small size. As migration stop-over sites are becoming increasingly rare and smaller in extent (Kerbirou *et al.* 2010), it is of vital importance that the few remaining sites are managed to provide maximum quality for visiting birds and increase their chances of successfully completing migration between wintering and breeding grounds.

## ACKNOWLEDGMENTS

This study was carried out as part of a Master's degree in Biodiversity and Conservation at the University of Leeds. I would like to thank my university supervisors, Dr Tom Cameron and Prof Tim Benton. I am especially grateful to Gilles Biver and Marc Thiel (SIAS - Syndicat intercommunal à vocation multiple) for developing the idea and coming up with the overall project outline. This project would not have been possible without their help. By far my biggest thanks, however, go to Marie Kayser, who helped me throughout the entire project.

Most of the cut grassland plots are owned by natur&ëmwelt, who in collaboration with the "Station biologique- SIAS" and the local farmers John Bertrand, Marianne Colbach, and Alice Driesch significantly contributed to this study. I am grateful to the Luxembourgish Natural History Museum (MNHN) for being allowed to use some of their equipment. This project was made possible with the funding from the University of Leeds' Biodiversity and Conservation Masters Programme.

## REFERENCES

- Administration des Eaux et Forêts (Service de la Conservation de la Nature) (2008) : Aménagement écologique de la Vallée de la Syre entre Munsbach et Mensdorf (2nd edition.), Imprimerie EXE, Luxembourg.
- Albrecht M., B. Schmid, M.K. Obrist, B. Schüpbach, D. Kleijn & P. Duelli (2010): Effects of ecological compensation meadows on arthropod diversity in adjacent intensively managed grassland. *Biological Conservation* 143: 642–649.
- Barraquand F. & V. Martinet (2011): Biological conservation in dynamic agricultural landscapes: Effectiveness of public policies and trade-offs with agricultural production. *Ecological Economics* 70: 910–920.
- Benton T.G., D.M. Bryant, L. Cole & H.Q.P. Crick (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39: 673–687.
- Blake R.J., B.A. Woodcock, A.J. Ramsay, E.S. Pilgrim, V.K. Brown, J.R. Tallowind & S.G. Potts (2011): Novel margin management to enhance Auchenorrhyncha biodiversity in intensive grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140: 506–513.
- Brickle N.W. & W.J. Peach (2004): The breeding ecology of Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* in farmland and wetland habitats in lowland England. *Ibis* 146: 69–77.
- Cattin M-F., G. Blandenier, C. Banašek-Richter & L.-F. Bersiera (2003): The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* 113: 179–188.
- Douglas D.J.T., J.A. Vickery & T.G. Benton (2009): Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 46: 353–362.
- Haysom K.A., D.I. McCracken, G.N. Foster & N.W. Sotherton (2004): Developing grassland conservation headlands: response of carabid assemblage to different cutting regimes in a silage field edge. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102: 263–277.
- Humbert J-Y., J. Ghazoul & T. Walter (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 1–8.
- Kerbiriou C., B. Bargain, I. Le Viol & S. Pavoine (2011): Diet and fuelling of the globally threatened aquatic warbler at autumn migration stopover as compared with two congeners. *Animal Conservation* 14(3): 261–270.
- Kleijn D. & W.J. Sutherland (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- Kragten, S., W.L.M. Tamis, E. Gertenaar, S.M. Midcap Ramiro, R.J. Van der Poll, J. Wang & G.R. de Snoo (2011): Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Bird Conservation International* 21: 1–11.
- Malkus, J. (1997): Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. *Articulata* 12: 1–18.
- Morris, M.G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95: 129–142.
- Natural England (2009): Farming with nature. Agri-environment schemes in action. [www.naturalengland.org.uk](http://www.naturalengland.org.uk) (accessed 11.08.2011).

# Seltene Vogelarten in Luxemburg 2011-2013

## Bericht der Luxemburger Homologationskommission

Patric Lorgé und die LHK

LHK, Kräizhaff, 5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer

**Zusammenfassung:** Der vorliegende Bericht der Jahre 2011 bis 2013 umfasst 47 Arten mit 125 Meldungen, von denen 119 angenommen wurden. Erstnachweise gab es für den Gänsegeier *Gyps fulvus*, den Feldrohrsänger *Acrocephalus agricola*, den Seidensänger *Cettia cetti* und den Buschspötter *Hippolais caligata*.

Interessant sind weiterhin die ersten Brutnachweise des Weißstorchs *Ciconia ciconia*, der Graugans *Anser anser* und der Tafelente *Aythya ferina* sowie die jeweils zweiten, resp. dritten Nachweise des Mariskenrohrsängers *Acrocephalus melanopogon* und des Dunkellaubsängers *Phylloscopus fuscatus*. In den europäischen Rahmen passt zudem der bisher wohl stärkste Einflug von Raufußbussarden *Buteo lagopus*. Die LHK befolgt die Anweisungen der Association of European Records and Rarities Committees - AERC ([www.aerc.eu](http://www.aerc.eu)).

### Summary: Rare birds in Luxembourg 2011- 2013

This report covering the years from 2011 to 2013 contains 125 records of 47 species. 119 records were accepted by the Luxembourgish Rarities Committee LHK. First observations were obtained for Griffon Vulture *Gyps fulvus*, Paddyfield Warbler *Acrocephalus agricola*, Cetti's Warbler *Cettia cetti* and Booted Warbler *Hippolais caligata*.

Noteworthy are further the first confirmed breeding for White Stork *Ciconia ciconia*, Grey-lag Goose *Anser anser* and Pochard *Aythya ferina* and the second, resp. third observation of Moustached Warbler *Acrocephalus melanopogon* and Dusky Warbler *Phylloscopus fuscatus*. The records of a major influx of Rough-legged Buzzards *Buteo lagopus* fit into an European context. The LHK follows the recommendations of the Association of European Records and Rarities Committees - AERC ([www.aerc.eu](http://www.aerc.eu)).

### Résumé: Les oiseaux rares au Grand-Duché de Luxembourg de 2011 à 2013

Dans le rapport de la commission d'homologation luxembourgeoise, LHK, pour les années 2011 à 2013 figurent 125 observations concernant 47 espèces. 119 observations ont été acceptées. Les plus intéressantes sont les premières observations du Vautour fauve *Gyps fulvus*, de la Bouscarle de Cetti *Cettia cetti*, de la Rousserolle isabelle *Acrocephalus agricola* et de l'Hypolaïs bottée *Hippolais caligata*, mais également la première nidification de la Cigogne blanche *Ciconia ciconia*, de l'Oie cendrée *Anser anser* et du Fuligule milouin *Aythya ferina* ainsi que les deuxièmes, respectivement troisièmes mentions de la Lusciniole à moustaches *Acrocephalus melanopogon* et du Pouillot brun *Phylloscopus fuscatus*. Les nombreuses données de la Buse pattue *Buteo lagopus* cadrent parfaitement avec son afflux sans précédent en Europe centrale. La LHK suit les recommandations de l'Association of European Records and Rarities Committees - AERC ([www.aerc.eu](http://www.aerc.eu))

Dies ist mittlerweile der achte Bericht der Luxemburger Homologationskommission - LHK. Er folgt den Berichten von Conzemius (1993, 1995a, 1995b, 1998) und Lorgé (2004, 2008, 2011) und umfasst die Jahre 2011 bis 2013. Dabei werden 125 Meldungen behandelt, von denen 116 angenommen, 3 als mögliche oder sichere Gefangenschaftsflüchtlinge eingestuft und 6 abgelehnt wurden. Sie betreffen insgesamt 47 Arten.

Besonders erwähnenswert sind die Erstnachweise von folgenden Arten: Gänsegeier *Gyps fulvus*, Feldrohrsänger *Acrocephalus agricola*, Seidensänger *Cettia cetti* und Buschspötter *Hippolais caligata*. Die drei letztgenannten Arten wurden in der Beringungsstation *Schlammwiss* bei Ueber-syren gefangen und beringt: ein besonderer Dank ergeht hiermit an die zahlreichen ehrenamtlichen Mitarbeiter der Arbeitsgemeinschaften Feldornithologie und Beringung.

Interessant sind weiterhin die ersten Brutnachweise des Weißstorchs *Ciconia ciconia*, der Graugans *Anser anser* und der Tafelente *Aythya ferina* sowie die jeweils zweiten, resp. dritten Nachweise des Dunkellaubsängers *Phylloscopus fuscatus* und des Mariskenhrohrsängers *Acrocephalus melanopogon*.

In den europäischen Rahmen passen auch die zahlreichen Nachweise des Raufußbussards *Buteo lagopus*. In den Wintern 2011-2012 und 2012-2013 wurde einer der größten Einflüge überhaupt festgestellt. Waren Raufußbussarde bis dato eher unregelmäßig erscheinende Gäste, so kam es in den genannten Wintern sogar zur Überwinterung von mehreren Raufußbussarden, in einem Fall sogar von bis zu vier Vögeln in einem Gebiet. Bei der Auswertung der Beobachtungen war es in manchen Fällen schwierig die genaue Anzahl anwesender Vögel festzulegen, so dass etwaige Doppelzählungen nicht vollends auszuschließen sind.

Die Nachweise wurden bearbeitet von Gilles Biver, Tom Conzemius, Patric Lorgé, Guy Mirgain und Ed Melchior. Ab dem 01.01.2014 setzt sich die LHK wie folgt zusammen: Gilles Biver, Tom Conzemius, Patric Lorgé, Ed Melchior und Guy Mirgain. Das Sekretariat wird von Patric Lorgé geführt und befindet sich im *Haus vun der Natur* in Kockelscheuer.

Die LHK befolgt die Anweisungen der *Association of European Records and Rarities Committees* - AERC, deren Richtlinien im Internet unter [www.aerc.eu](http://www.aerc.eu) nachzulesen sind (LHK 1992). Bei der Artenliste sowie Systematik und Taxonomie folgt die LHK der Auflistung des *Kompendiums der Vögel Mitteleuropas* (Bauer et al. 2012). Eine nach den Kriterien der AERC und des Kompendiums überarbeitete Artenliste der Vögel Luxemburgs (Stand Dezember 2013) kann im Internet unter [www.naturemwelt.lu](http://www.naturemwelt.lu) heruntergeladen oder bei der Centrale Ornithologique angefordert werden.

Der Bericht ist folgendermaßen aufgebaut:

Nach dem deutschen und wissenschaftlichen Namen wird in Klammern die Zahl der Nachweise, und durch Schrägstrich getrennt, die Zahl der Individuen, jeweils von 1800-1949, von 1950-2010 sowie aus der Berichtsperiode (2011 - 2013) angegeben. Bei unregelmäßigen Gastvögeln wird die Zahl von vor 1950 nicht angegeben (G), da keine Revision dieser Arten erfolgte.

Hinter dem Beobachtungsdatum findet man die Anzahl der Individuen. Alter und Geschlecht werden angegeben (falls bekannt). Hinter der Ortsbezeichnung ist in Klammern der Beleg angegeben (z. B. Foto), resp. eine Angabe ob es sich um einen Fängling, einen aufgegriffenen Vogel oder einen Totfund handelt. Der oder die Beobachter werden nur bei anerkannten Nachweisen angegeben.

Folgende Abkürzungen wurden verwendet:

n.m. für nicht meldepflichtig, Ind. für Individuum; M für Männchen; W für Weibchen; ad. für adult; juv. für juvenil; immat. für Immaturo/unausgefärbt; dj. für diesjährig; vj. für vorjährig; KJ für Kalenderjahr; JK für Jugendkleid; PK für Prachtkleid; SK für Schlichtkleid; 1.WK für 1. Winterkleid usw.; 1.SK für 1. Sommerkleid usw.; BwR für Baggerweihergebiet Remerschen.

## Anerkannte Nachweise

### **Zwergschwan** *Cygnus columbianus* (1-1/3-1)

**A**

11. u. 12.01.2012 – 1 ad. bei Bissen (morgens) und später auf dem Stausee Esch/Sauer (Foto) (L. Burton, P. Lorgé, G. Biver, I. Zwick)

Dieser Zwergschwan wurde am 11.01.2012 in einem Waldgebiet bei Bissen gefunden, wo er wohl nachts notgelandet war. Kurz danach flog er auf eine angrenzende Überschwemmungsfläche wo er allerdings später nicht wiedergefunden wurde. Am Nachmittag sowie am Tag darauf wurde der Zwergschwan dann auf dem Stausee Esch/Sauer beobachtet.

### **Graugans** *Anser anser* (n.m., erster Brutnachweis)

**A**

10.05.2013 – 2 ad. mit 2 pulli. im BwR (Foto) (R. Gloden, R. Felten)

Seit mehreren Jahren halten sich bei Remich Hausgänse vom Grauganstyp auf, die vermehrt am deutschen Moselufer oder auf der Pferdemosel brüten. Im BwR ist es in den vergangenen Jahren vereinzelt zu Mischbruten zw. Kanada- und Graugänsen gekommen. Im Mai 2013 wurde ein scheues Grauganspaar, das phänotypisch Wildvögeln entsprach, im BwR mit 2 Küken gesehen. Leider waren die beiden Küken am Tag darauf verschwunden.

### **Tafelente** *Aythya ferina* (n.m., erster Brutnachweis)

**A**

20.06.2011 – 1 ad. W mit 4 pulli. im BwR (Foto) (R. Gloden)

Ein lang erwarteter erster Brutnachweis; seit mehreren Jahren werden übersommernde Tafelenten im Baggerweihergebiet festgestellt. Ein Brutnachweis fehlte aber bislang.

### **Samtente** *Melanitta fusca* (G-13/27-1/10)

**A**

28.12.2012 – 10 Ind. rasten kurz im BwR (Foto) (R. Gloden, I. Zwick et al.)

### **Ohrentaucher** *Podiceps auritus* (G-9/28-1)

**A**

04.01.2012 – 1 Ind. im WK im BwR (Foto) (R. Gloden)

### **Schwarzhalstaucher** *Podiceps nigricollis* (G-10/13-2/13)

**A**

11. bis 12.04.2013 – 12 ad. im PK im BwR rastend (R. Gloden, C. Meester, I. Zwick)

24. bis 25.07.2013 – 1 ad. PK im BwR rastend (R. Gloden)

### **Sterneltaucher** *Gavia stellata* (G-6/7-1)

**A**

26.01.2012 – 1 Ind. im BwR (Foto) (I. Zwick et al.)

### **Sichler** *Plegadis falcinellus* (0-1-1)

**A**

Januar 2010 – 1 unberingtes Ind. wird mehrfach in Feuchtgebieten zw. Goedange und Basbellain beobachtet (Fotos) (F. Thielen, C. Reuland)

In den letzten Jahren häufen sich Beobachtungen dieser Art in den Wintermonaten in Mitteleuropa. Entwichene Volierenvögel sind im Winter nie mit Sicherheit auszuschließen.

### **Löffler** *Platalea leucorodia* (1-2-1/7)

**A**

07.10.2012 – 7 Ind. rasten im BwR, größter bisher festgestellter Trupp, 3 ad. und 4 dj., welche die Teilnehmer des Birdwatch Day beglückten (Fotos) (I. Zwick, R. Gloden, R. Felten)

### **Kuhreiher** *Bubulcus ibis* (0-3-1)

**A**

21. bis 22.06.2013 – 1 ad. im PK. rastet im überschwemmten Roeserbann bei Bivange (Foto) (P. Lorgé)

### **Rallenreiher** *Ardeola rallioides* (2-2/3-2)

**A**

17.07.2011 – 1 Ind. am renaturierten Flussabschnitt der Sauer bei Steinheim (Fotos) (A. Konter)

10.05.2013 – 1 ad. im Pk. im BwR (Foto) (J. Schock)

Letzterer wurde am Vortag an der Pferdemosel bei Nennig von saarländischen Beobachtern gesehen, eine Meldung an die LHK ging nicht ein.



Abb. 1: Löffler (*Platalea leucorodia*), 7.10.2012, Remerschen: (Foto: R. Felten).

**Nachtreiber** *Nycticorax nycticorax* (G-10/12-3)

**A**

20.07.2011 – 1 dj. im BwR beobachtet (Fotos) (R. Felten)

23. bis 28.06.2012 – 1 ad. am Weiler Weiher (A. Johnston)

23.08.2012 – 1 Ind. im BwR mehrmals nachts rufend (P. Lorgé)

**Weißstorch** *Ciconia ciconia* (n.m., erster Brutnachweis)

**A**

03.07.2013 – 1 Brutpaar zieht 2 Jungvögel groß bei Noertzange – Lameschmillen (Foto) (P. Lorgé, Ed. Melchior, E. Conrad et al.)

**Gänsegeier** *Gyps fulvus* (0-0-2)

**A**

22.06.2009 – 1 Ind. zieht über Luxemburg-Kirchberg nach SW; wird von 2 Beobachtern unabhängig voneinander gesehen und gemeldet (J. Dunlop, C. Heidt). Erstnachweis !

03.07.2012 – 1 Ind. im 2. KJ. kreist bei Schlindermanderscheid und zieht nach N. (Fotos) (N. Paler, J. Weiss)

Nachdem Gänsegeier seit einigen Jahren alljährlich in den Monaten Juni und Juli in Lothringen, Belgien und die Niederlanden beobachtet werden, konnte die Art nun endlich auch in Luxemburg nachgewiesen werden.

**Schlangenanadler** *Circaetus gallicus* (1-1-3)

**A**

12.05.2011 – 1 Ind. zieht bei Heinerscheid nach Norden (Foto) (P. Lorgé)

23.05.2012 – 1 Ind. zieht bei Everlange nach N (Foto) (J. Weiss)

09.09.2013 – 1 Ind. zieht bei Wincrange nach S (A. Kayser)

**Steppenweihe** *Circus macrourus* (1-3-3)

**A**

04.04.2011 – 1 ad M zieht bei Aspelt nach SW (R. Klein)

07.09.2011 – 1 weibchenfarbenes Ind. rastet mehrere Tage bei Hinterhassel und wird sowohl in Belgien als auch auf der luxemburgischen Seite der Grenze beobachtet (Fotos) (B. Molitor)

08.04.2013 – 1 ad. M zieht bei Kiischpelt nach NW (C. Meester)

**Mäusebussard "Falkenbussard" *Buteo buteo vulpinus* (0-0-1)**

**A**

06.10.2013 - 1 Ind. zieht bei Saeul nach SW (Fotos) (N. Paler, L. Burton)

Dieses gut durch Fotos belegte Ind. entsprach phänotypisch der östlichen Unterart des Mäusebussards. Dies ist der erste belegte Nachweis der Unterart *vulpinus* in Luxemburg. Ein in Schweden (Västerbotten) als Nestling beringtes Exemplar, das 1966 in Luxemburg tot aufgefunden wurde, gehörte, seinem Geburtsort entsprechend, auch zu dieser Unterart (Peltzer 1970).



Abb. 2: Raufußbussard (*Buteo lagopus*) 22.11.2011, Wincrange Neimillen (Foto: N. Paler).

29.10.2011 – 5 Ind. (3x 1. KJ / 2x ad.) Weiler-Biwisch (Foto) (R. Schmitz)  
01.11.11 bis 10.02.2012 – 1 dj. überwintert zw. Neimillen - Hoffelt - Emeschbaach (Fotos) (P.Lorgé, R. Schmitz, G.Biver, Ed. Melchior, N. Paler, J. Weiss, C. Meester, M. Junio, G. Mirgain, I. Zwick)  
01.11.2011 – 1 dj. Troine - Troine-Route (P. Lorgé, I. Zwick)  
01.11.2011 – 1 dj. Biwisch - Asselborn (P. Lorgé, I. Zwick)  
02.11.2011 bis 21.02.2012 – 1 dj. Ind. überwintert zw. Wincrange *Ramescher* und Antoniusshof, (R. Schmitz, M. Jans, D. Lutgen)  
02.11.2011 – 1 ad. M zieht bei Saeul nach SW (N. Paler)  
12.11.2011 – 1 immat. Hachville - Biwischerbësch (B. Molitor)  
12.11.2011 – 1 dj. Kiischpelt (R. Schmitz)  
22.11.2011 – 3 Ind (1 M 2. KJ / 2x 1. KJ ) Hachville - Biwischerbësch (Foto) (P. Lorgé, G. Biver, N. Paler)  
22.11.2011 – 2 Ind. Hachville Habich (Foto) (G. Biver, P. Lorgé, N. Paler)  
22.11.2011 bis 12.04.2012 – 1 dj. Ind. überwintert bei Heinerscheid / Lausdorn (Fotos) (P. Lorgé, G. Biver, N. Paler, J. Weiss)  
29.11.2011 – 1 dj. Ind. Crendal (R. Schmitz)  
10.12.2011 bis 05.02.2012 – 1 dj. überwintert bei Mompach (Foto) (J. Kiefer, J. Weiss)  
29.12.2011 – 1 dj. bei Lellig jagend (J. Weiss)  
29.12.2011 – 1 dj. bei Berbourg jagend (J. Weiss)  
30.12.2011 – 1 dj. bei Heffingen jagend (N. Paler, J. Weiss)  
01.01.2012 bis 13.04.2012 – 4 Ind. (2 vj., 1 immat., 1 ad.) überwintern bei Hinterhasselt (Fotos) (B. Molitor, C. Meester, P. Lorgé, I. Zwick)  
06.01.2012 – 1 vj. bei Hosingen (R. Schmitz)  
10.01.2012 – 03.02.2012 – 1 ad. M bei Troine - Troine-Route (Foto) (C. Meester, N. Paler, J. Weiss, B. Molitor)  
27.01.2012 – 2 vj. bei Oberwampach (Foto) (N. Paler, J. Weiss)  
17.01.2012 – 1 dj. bei Heinerscheid, fleigt nach S ab (Foto) (N. Paler, J. Weiss)  
18.01.2012 – 1 ad. bei Wemperhardt - Wilwerdange (R. Schmitz)  
01.02.2012 – 1 Ind. bei Ettelbruck - Feulen (P. Michels, C.Klein)  
01.02.2012 bis 21.03.2012 – 1 ad. bei Waldbillig (C. Meester, N. Paler, J. Weiss)  
12.02.2012 bis 26.02.2012 – 1 Ind. bei Binsfeld (C. Dording, D. Lutgen, J. Weiss)  
22.02.2012 – 1 Ind. bei Grindhausen (D. Lutgen)  
14.03.2012 – 1 Ind. 3. KJ zw. Lausdorn und Breidfild (Foto) (J. Weiss, N. Paler)  
17.03.2012 bis 25.03.2012 – 1 ad. M bei Erpeldange (P.Mercatoris)  
22.03.2012 – 1 ad. bei Troisvierges (R. Schmitz)  
08.04.2012 – 1 vj. bei Wincrange (Foto) (A. Kaiser)  
15.04.2012 – 2 vj. bei Troisvierges (Foto) (P. Mercatoris)  
31.10.2012 bis 10.11.2012 – 1 vj. bei Stockem (B. Molitor, R. Schmitz)  
02.11.2012 bis 11.01.2013 – 1 ad. W überwintert bei Lausdorn (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick, N. Paler, J.Weiss)  
15.11.2012 – 1 Ind. zieht bei Bourscheid nach SW (M. Buchheit)  
30.11.2012 bis 21.01.2013 1 ad. M überwintert bei Oberwampach (Fotos) (A. Kaiser, B. Molitor, N. Paler, J. Weiss, Ed. Melchior)  
02.12.2012 bis 31.12.2012 - 1 vj. bei Troine - Hinterhassel (Foto) (R. Schmitz, B. Molitor, C. Meester)  
11.01.2013 – 1 ad. M bei Hoffelt Emeschbaach (N. Paler, J. Weiss)  
13.01.2013 – 1 Ind. bei Canach - Kaffishaff (D. Lutgen, C. Klein, M. Sommerer)  
06.02.2013 – 1 immat. bei Troine - Hoffelt (R. Schmitz)  
03.02.2013 bis 26.02.2013 – 1 ad. W bei Fischbach (Fotos) (C. Dording, N. Paler, J. Weiss)  
28.02.2013 – 1 Ind. bei Grindhausen (J. Schmitz, C. Klein, N. Thien)  
28.02.2013 – 1 Ind. bei Hachville (J. Schmitz, C. Klein, N. Thien)  
01.03.2013 – 1 Ind. bei Holler (R.Schmitz)  
03.03.2013 – 1 ad. W Binsfeld (Foto) (P. Mercatoris)  
04.03.2013 – 1 ad. W bei Lieler (Fotos) (N. Paler, J. Weiss)

24.03.2013 – 1 ad. bei Colpach-Bas kreisend (N. Paler, R. Mettenhoven)

07.04.2013 – 1 vj. bei Hoffelt (Foto) (C. Meester)

30.03.2013 bis 13.04.2013 – 1 ad. W bei Troine-Route (Foto) (C. Meester, B. Molitor)

28.12.2013 – 1 dj. überwinterte bis zum 6.03.2014 bei Greisch (Fotos) (S. Olivier. N. Paler, J.Weiss et al.)

49 Nachweise von 59 Ind. sind das Resultat des wohl stärksten Einflugs von Raufußbussarden in Mittel- und Westeuropa. Dieser Einflug wurde in der ausländischen Literatur eingehend behandelt. Besonders erwähnenswert sind neben dem verstärkten Auftreten a) die mehrfach nachgewiesenen Überwinterungen und b) die Rückkehr einzelner Ind. im Winter 2012/2013.



Abb. 3: Raufußbussard (*Buteo lagopus*) 30.12.2013, Greisch Neimillen (Foto: M. Cordella).



Abb. 4: Zwergsumpfhuhn (*Porzana pusilla*) 10.05.2011, Schiffflange (Foto: P. Lorgé).

**Zwergsumpfhuhn** *Porzana pusilla* (0-0-1) A  
 10.05.2011 – 1 ad. W im Schifflinger Brill gefangen und beringt, Erstnachweis dieser seltensten Rallenart Europas (Fotos) (Ed. Melchior, G. Biver, G. Mirgain, J. Chleqcq, P. Lorgé)

**Mornellregenpfeifer** *Charadrius morinellus* (2 – 3/6 – 4/8) A  
 28.08.2012 – 1 ad. bei Bourscheid rastend (Foto) (J. Weiss)  
 31.08.2012 – 2 ad. u. 2 im 1. KJ. bei Bourscheid rastend (Foto) (P. Lorgé, N. Paler, I. Zwick)  
 23.09.2012 – 1 dj. rastet auf einem Acker bei Saeul (Foto) (L. Burton, N. Paler)  
 24.09.2013 – 2 Ind. rasten bei Saeul (N. Paler)

**Steinwälzer** *Arenaria interpres* (0-4/8-1/2) A  
 24.08.2013 – 2 Ind. ziehen bei Saeul niedrig über Feldern durch (N. Paler, L. Burton)

**Temminckstrandläufer** *Calidris temminckii* (G-22/41-1) A  
 01-04.09.2013 – 1 dj. im BWR (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick)

**Silbermöwe** *Larus argentatus* (G-27/34-\*) A  
 04.01.2012 – 1 Ind. im 1. WK nahrungssuchend, Mülldeponie Flaxweiler (P. Lorgé)  
 \* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind ab 1.1.2008 meldepflichtig.

**Mittelmeermöwe** *Larus michahellis* (0-14/15-\*) A  
 07.08.2013 – 1 dj. bei Saeul mit Weißstörchen auf einem Acker rastend (Fotos) (N. Paler, L. Burton)  
 \* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind ab 1.1.2008 meldepflichtig.

**Heringsmöwe** *Larus fuscus* (G-16/50-\*)

A

06.04.2012 – 1 Ind. zieht bei Colmar-Berg nach N. (Foto) (C. Dording)  
17.04.2012 – 1 ad. zieht bei Hesperange nach N. (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick)  
03.06.2013 – 1 Ind. bei Emeschbach nach N fliegend (Foto) (C. Meester)  
01.09.2013 – 2 ad. ziehen bei Saeul nach SW (N. Paler)  
15.09.2013 – 6 Ind (1 Ad., 2 1. WK, 3 immat.) ziehen bei Saeul nach SW (L. Burton)  
19.09.2013 – 1 dj. bei Findel (L. Willems)

\* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind ab 1.1.2008 meldepflichtig.

**Brandseeschwalbe** *Sterna sandvicensis* (0-1-1/3)

A

18.05.2011 – 3 Ind. rasten kurz im BwR (Foto) (R. Gloden)

Nach dem unbelegten Erstnachweis aus dem Jahr 2009 rückt die Brandseeschwalbe somit in die Kategorie A auf.

**Weißbart-Seeschwalbe** *Chlidonias hybrida* (0-2-1)

A

15.07.2011 – 1 Ind. kurz im BwR beobachtet (Abb. 8) (R. Gloden)

**Bienenfresser** *Merops apiaster* (n.m)

A

08.05.2013 – 4 Ind. ziehen bei Mondercange nach N (Ed. Melchior)

Im April 2014 wurden bei Folschette in einer Sandgrube alte Brutröhren gefunden, die auf eine Brut des Bienenfressers dort im Jahr 2013 schließen lassen.

**Seidensänger** *Cettia cetti* (0-0-2)

A

04.05.2012 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Fotos) (J.-P. Schmitz, C. Klein, F. Kinnen, J. Dunlop, C. Brodin et al.)

23.06.2012 – 1 ad. W wird bei Uebersyren gefangen und beringt (Fotos) (J. Dunlop, J.-P. Schmitz et al). Weitere Feststellungen dieses Ind.: 07.07. (Brutfleck !), 14.09., 13.10. und 24.12.2012 Dies ist der Erstnachweis des Seidensängers in Luxemburg. Besonders erstaunlich, dass gleich 2 Altvögel innerhalb weniger Wochen im selben Gebiet gefangen werden konnten. Das Weibchen hatte übrigens einen Brutfleck und hielt sich bis zum Jahresende im Gebiet auf, jedoch gab es keine weiteren Anzeichen für eine Brut (Gesang, Fütterung oder Jungvögel).



Abb. 5: Seidensänger (*Cettia cetti*), 04.05.2012, Uebersyren (Foto: P. Lorgé).

**Dunkellaubsänger** *Phylloscopus fuscatus* (0-1-2)

**A**

07.11.2012 – 1 Ind. im Schiffflinger Brill beringt (Fotos) (I. Zwick, P. Lorgé, M. Kayser)

08.10.2013 – 1 Ind. im Schiffflinger Brill beringt (Fotos) (P. Lorgé, Ed. Melchior, G. Mirgain, I. Zwick et al.)

Dieser recht selten im Binnenland erscheinende Laubsänger wurde nun dreimal in Luxemburg festgestellt: jedes Mal waren Beringer für die Nachweise verantwortlich. Der Erstnachweis gelang am 12.10.2007 bei Uebersyren.

**Gelbbrauen-Laubsänger** *Phylloscopus inornatus* (0-6-2)

**A**

29.09.2011 – 1 Ind. im Schiffflinger Brill beringt (Fotos) (P. Lorgé, G. Biver et al.)

28.09.2012 – 1 dj. im Schiffflinger Brill beringt (Fotos) (G. Mirgain, Ed. Melchior, I. Zwick, M. Bastian, P. Lorgé)

**Mariskenrohrsänger** *Acrocephalus melanopogon* (0-1-2)

**A**

04.05.2012 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und kontrolliert (Foto) (J.-P. Schmitz, F. Kinnen, C. Klein, G. Biver, P. Lorgé, I. Zwick)

20.05.2012 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J. Dunlop, C. Brodin, J.-P. Schmitz, C. Klein)

Erstaunliche Nachweise dieser südeuropäischen Art nach dem Erstnachweis 2010. Der Vogel vom 20.05.2012 trug einen Ring der italienischen Beringungszentrale!

**Feldrohrsänger** *Acrocephalus agricola* (0-0-2)

**A**

05. bis 07.09.2012 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J.-P. Schmitz, C. Klein, D. Lutgen, N. Thien, I. Zwick)

18.09.2012 – 1 dj. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J.-P. Schmitz, C. Klein, G. Biver, N. Thien, P. Lorgé)

Erst- und Zweitnachweis innerhalb weniger Tage. Nach den Seidensängern und den beiden Mariskenrohrsängern der dritte „Knüller“ des Jahres 2012 in der Beringungsstation *Schlammwiss*.



Abb. 6: Diesjähriger Feldrohrsänger (*Acrocephalus agricola*), 18.09.2012, Uebersyren (Foto: P. Lorgé).



Abb. 7: Buschspötter (*Hippolais caligata*) 21.08.2013, Uebersyren (Foto P. Lorgé).

**Buschspötter** *Hippolais caligata* (0-0-1)

**A**

21.08.2013 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt, Erstnachweis (Foto) (J.-P. Schmitz et al.)

**Sperbergrasmücke** *Sylvia nisoria* (0-6-3)

**A**

03.09.2012 – 1 Ind. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J.-P. Schmitz et al.)

08.10.2012 – 1 dj. im Schifflinger Brill beringt (Fotos) (P. Lorgé et al)

25.09.2013 – 1 dj. im Schifflinger Brill beringt (Fotos) (P. Lorgé et al)

**Rotkehlpieper** *Anthus cervinus* (0-2/19-1)

**A**

06.10.2012 – 1 Ind. zieht bei Saeul nach SW (P. Lorgé, N. Paler, I. Zwick)

Beobachtungen dieses nordeuropäischen Piepers bestehen oft aus ziehenden Vögeln, die an ihrem Ruf erkannt werden. Jedoch trauen sich in vielen Fällen die Beobachter nicht die Art diagnose Rotkehlpieper zu stellen. Die Art kommt sicherlich häufiger vor als die Meldungen an die LHK dies widerspiegeln.

**Maskenschafstelze** *Motacilla feldegg* (0-1-1)

**A**

18.05.2013 – 1 ad. M bei Redange rastend (Foto) (N. Paler, L. Burton)

**Afrikanischer Buchfink** *Fringilla coelebs africana* (0-0-1)

**A0**

25.03.2013 – 1 Ind. bei Steinsel beobachtet (L. Aschmann)

Erstnachweis dieser afrikanischen Unterart des Buchfinken, welcher allerdings in das Vorkommensmuster vieler mitteleuropäischer Nachweise passt. Zu der Zeit herrschte ein massiver Zugstau bei vielen Finkenarten in unseren Gegenden. Da kein Belegfoto vorliegt, wird diese Unterart in die Kategorie A0 aufgenommen.

**Karmingimpel** *Carpodacus erythrinus* (0-2-1)**A**

23.06.2012 – 1 ad. M bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J.-P. Schmitz et al.) Dasselbe Ind. wird tags darauf bei Mensdorf singend festgestellt (P. Lorgé, I. Zwick).  
Feststellungen von ausgefärbten und singenden männlichen Karmingimpeln sind in Westeuropa recht selten; interessanterweise wurde dieses Ind. nur wenige Wochen später aus Norwegen zurückgemeldet!

**Ortolan** *Emberiza hortulana* (G-17/27-1)**A**

31.08.2012 – 1 Ind. bei Bourscheid durchziehend (P. Lorgé, N. Paler)

**Zippammer** *Emberiza cia* (G-11/14-1)**A**

16.10.2012 – 1 Ind. bei Niederpallen beobachtet (F. Schoos)  
16.04.2013 – 2 Ind. bei Remerschen kurz rastend (R. Schubert)

**Zaunammer** *Emberiza cirius* (G-20/22-1)**A**

15.06.2013 – 1 M bei Kayl beobachtet (L. Konsbruck)

**Möglicherweise, wahrscheinlich oder sicher entflugene Arten****Brautente** *Aix sponsa*

2012 – 2013: 1 ad. M im Alzettetal bei Mersch und Stausee Esch/Sauer (Fotos)

**Bartgeier** *Gypaetus barbatus*

06.06.2012 – 1 immat. W namens „Scadella“ aus dem schweizerischen Wiedereinbürgerungsprojekt wurde dank ihres Satellitensenders nördlich von Luxemburg-Stadt geortet. Ihren Ausflug startete „Scadella“ am 28.05.2012 in der Schweiz und flog bis in die Gegend von Düsseldorf: am 6.06. überflog sie Luxemburg, tags darauf Strasbourg und war am 8.06. wieder zurück in der Schweiz. Dass diese Ausflüge immaturer Bartgeier keine Ausnahme sind, zeigt auch die Reise von „Sardona“ aus dem Jahr 2011. Weitere Informationen zu diesem Projekt und den Ausflügen der Bartgeier: <http://www.wild.uzh.ch/bg/index.htm>.

**Wachtel** *Coturnix coturnix*

1 Ind. wird am 05.04.2013 geschwächt auf einer Terrasse in Steinsel aufgegriffen; sehr frühes Datum; wahrscheinlich aus Gefangenschaft entwichen.

**Nicht ausreichend dokumentierte Meldungen****Bartgeier** *Gypaetus barbatus*

Juni 2011 – 1 immat. M namens „Sardona“ aus dem schweizerischen Wiedereinbürgerungsprojekt war auf einem Streifzug aus den Alpen bis an die belgische Küste und in die Normandie geflogen und wurde per Satellit auf seinem Rückflug westlich und direkt östlich von Luxemburg (im Saarland) geortet, allerdings liegt keine genaue Ortung aus Luxemburg vor. ([http://www.wild.uzh.ch/bg/sat/s\\_frame.php?bi=0&bg=0&ya=0&la=d&th=sat&st=2&su=sd2](http://www.wild.uzh.ch/bg/sat/s_frame.php?bi=0&bg=0&ya=0&la=d&th=sat&st=2&su=sd2))

**Raufußbussard** *Buteo lagopus*

11.12.2011 – 1 Ind. zw. Steinsel und Bridel; 18.01.2012 – 1 Ind. bei Diekirch  
Beides Einzelbeobachtungen von nicht kontrollierten Vorkommen, für welche keine Meldung an LHK eingegangen ist.

**Baumfalke** *Falco subbuteo*

24.03.2013 – 1 Ind. Weiler Weiher. Beschreibung schließt Wanderfalken nicht aus; diese Art wurde zu dieser Zeit ebenfalls dort gemeldet.

**Bindenkreuzschnabel** *Loxia leucoptera*

22.01.2012 – 7 Ind. bei Mertzig. Keine Dokumentation eingereicht.

**Karmingimpel** *Carpodacus erythrinus*

26.06.2012 – 1 immat. M singt bei Schiffflange; keine Dokumentation eingereicht.

## Literatur

- Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2012): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Conzemius T. (1993): Seltene Vogelarten in Luxemburg (1985-1992). Regulus WB 12: 36- 45.
- Conzemius T. (1995a): Seltene Vogelarten in Luxemburg. Revision und Diskussion der Nachweise von 1800 bis 1984. Regulus WB 14: 1-32.
- Conzemius T. (1995b): Seltene Vogelarten in Luxemburg 1993 und 1994 - mit Ergänzungen aus den Jahren 1985 - 1992. Regulus WB 14: 33-40.
- Conzemius T. (1998): Seltene Vogelarten in Luxemburg 1995-97. Regulus WB 17: 38-42.
- Luxemburger Homologationskommission (1992): Statuten der Luxemburger Homologationskommission. Regulus WB 10: 35-37.
- Lorgé P. (2004): Seltene Vogelarten in Luxemburg 1998-2003. Regulus WB 20: 49-58.
- Lorgé P. (2008): Seltene Vogelarten in Luxemburg 2004-2007. Regulus WB 23: 52-61.
- Lorgé P. (2011): Seltene Vogelarten in Luxemburg 2008-2010. Regulus WB 26: 11-15.
- Peltzer R. (1970): Tätigkeitsbericht 1966/67 der Arbeitsgruppe Beringung. Regulus WB 3: 2-20.



Abb. 8: Weißbart-Seeschwalbe *Chlidonias hybrida* 15.07.2011, Remerschen (Foto R. Gloden).

# Fehlfärbungen bei Vögeln – nicht nur Albinismus und Leuzismus bewirken weißes Gefieder!

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

**Zusammenfassung:** Die Färbung des Vogelgefieders, aber auch nackter Haut- und Hornpartien, beruht bei vielen Arten auf den beiden Pigmenten Eumelanin und Phaeomelanin. Werden diese in zu hohen oder zu niedrigen Mengen oder in reduzierter Qualität produziert, so entstehen Fehlfärbungen. Die verschiedenen dadurch entstehenden Farbabweichungen erhielten im Lauf der Zeit Namen, die vor allem das Aussehen der betroffenen Vögel beschrieben, aber nicht auf deren genetischen Ursachen beruhten. Noch heute fehlt es an einer gemeinsamen Nomenklatur, respektive gemeinsamen Definitionen auf diesem Gebiet. Es wird vorgeschlagen, bei den genetisch bedingten Ursachen für Fehlfärbungen die von van Grouw entwickelte Unterteilung in Albinismus (keine Produktion von Melaninpigmenten, weder für Federn, noch für nackte Hautstellen oder hornige Körperteile, noch für die Augen), totaler Leuzismus (keine Melaninpigmentierung der Federn, mögliche Pigmentierung der nackten Haut oder der hornigen Teile, aber normale Pigmentierung der Augen), partieller Leuzismus (wie totaler Leuzismus, aber nicht alle Federn weiß), Braun (qualitative Reduzierung des produzierten Eumelanins), Ino (qualitative Reduzierung des produzierten Eu- und Phaeomelanins), Fahlfärbung (quantitative Reduzierung der produzierten Melanine) und Melanismus (in den meisten Fällen Überproduktion, in einigen Fällen Umverteilung der produzierten Melanine) generell anzuwenden und bei den Feldornithologen zu verbreiten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nicht alle Fehlfärbungen auf den oben angegebenen genetischen Mutationen beruhen. Eine Vielzahl der Feldbeobachtungen sind auf altersbedingtes Ergrauen zurückzuführen. Ein sicheres Erkennen der ursächlichen Mutation ist im Feld nicht in allen Fällen möglich, weshalb eine vollständige Beschreibung der betroffenen Vögel immer angebracht ist. Zusätzlich wäre es wichtig, weiterführende Informationen zu Lebenserwartung und Fitness abnormer Vögel zu sammeln.

**Abstract: Colour aberrations in birds – not only albinism and leucism lead to white plumages!**

The colouration of the integument of most birds is often about entirely based on both melanin colour pigments, eumelanin and phaeomelanin. If these are produced in lower or higher quantities than usual or if their quality is reduced, aberrant appearances result. The different colour aberrations were historically named according to the appearances of affected birds and not according to the genetic causes for their abnormal appearances. Even today, we lack a common nomenclature or common definitions in this respect. It is proposed to follow in the future the subdivision for genetic mutations as elaborated by van Grouw. He distinguished between albinism (no production of melanin pigments at all, neither for feathers nor for bare parts, nor for the eyes), total leucism (no delivery of melanin to feathers and possibly not to bare parts, but presence in the eyes), partial leucism (not all feathers are affected, the eyes are not affected), brown (qualitative reduction of eumelanin only), ino (qualitative reduction of both eu- and phaeomelanin), dilution (quantitative reduction of melanin(s)) and different forms of melanism (in most cases, increased quantity of melanin). Besides, field ornithologists must be aware that not all aberrations are triggered by the genetic mutations described above. In many cases, an abnormal appearance is the result of progressive greying. Also, a correct assessment of the cause for an aberration is often difficult and not possible in all cases. It is therefore useful to always provide a complete description of aberrant birds. In addition, more data about life time histories of affected individuals are requested.

**Résumé : Oiseaux aux couleurs aberrantes – il n'y a pas qu'albinisme et leucisme qui produisent un plumage blanc !**

La coloration du plumage, de la peau et des parties dépourvues de plumes des oiseaux reposent pour beaucoup d'espèces quasi-entièrement sur les deux mélanines, la phéomélanine et l'eumélanine. Si celles-là sont produites dans des quantités supérieures ou inférieures à la normale ou si la qualité en est réduite, des individus aux apparences anormales en résultent. Historiquement, les différentes aberrations étaient nommées d'après les apparences des plumages plutôt que d'après leurs causes génétiques. Même de nos jours une nomenclature et des définitions communes font défaut. Il est proposé de suivre à l'avenir la subdivision des mutations génétiques telle qu'élaborée par van Grouw. Il différencie entre albinisme (pas de production de mélanines, ni pour les plumes, ni pour la peau ou parties dépourvues de plumage, ni pour les yeux), leucisme total (pas de livraison de mélanines pour les plumes, éventuellement pour la peau ou pour les parties dépourvues de plumage, mais pigmentation normale des yeux), leucisme partiel (semblable au leucisme total, sauf que le plumage n'est pas atteint en entier), brun (réduction qualitative dans la production de l'eumélanine), ino (réduction qualitative dans la production de l'eumélanine et de la phéomélanine), dilution (réduction quantitative dans la production des mélanines) et différentes formes de mélanisme (dans la plupart des cas, surproduction de mélanines). Les ornithologues doivent être conscients du fait que dans beaucoup de cas l'apparence d'un oiseau aberrant ne résulte pas d'une des causes génétiques décrites plus haut, mais de grisonnement progressif, un phénomène lié au vieillissement. Une définition correcte de la cause pour une aberration est souvent difficile et elle n'est même pas toujours possible. C'est pourquoi il est toujours utile de fournir une description complète pour un oiseau aberrant. Il serait en outre utile de collectionner plus de détails quant à la survie, la vie sociale et la reproduction d'individus aberrants.

Durch Zufall kam ich 2012 mit dem Thema ungewöhnlicher Gefiederfärbungen bei Lappentauchern Podicipedidae näher in Berührung, als mir Miranda Zutt einen gänzlich schwärzlichen Haubentaucher *Podiceps cristatus* aus dem Seengebiet der Müritz meldete (Konter 2012). In diesem Fall war Melanismus die Ursache für das Aussehen des Vogels.

Die Färbung des Gefieders und anderer äußerer Körperteile der Vögel wie Beine, Schnabel und Augen wird durch Farbpigmente hervorgerufen, deren Bausteine entweder schon im Körper vorhanden sind oder mit der Nahrung aufgenommen werden müssen. Zu den ersten gehören die Melanine, die für das Aussehen der überwiegenden Mehrzahl der Vogelarten eine dominierende Rolle spielen. Man unterscheidet zwischen Eumelanin, das schwarze, graue und dunkelbraune Farbtöne in den Federn hervorruft, und Phaeomelanin, das für rotbraune bis sandfarbene Töne steht. Die Kombination der zwei Melanine deckt fast die ganze Farbenpalette des Vogelgefieders ab. Am zweithäufigsten kommen Karotine vor, die über die Nahrung in den Körper gelangen und bei entsprechenden Erbanlagen zu Farbpigmenten umgewandelt werden. Ihr Auftreten ist in der Regel auf kleinere Gefieder- oder Hautpartien begrenzt, kann aber in Ausnahmefällen das Erscheinungsbild eines Vogels bestimmen, wie etwa beim Rosaflamingo *Phoenicopterus roseus*. Andere Farbpigmente sollen hier nicht berücksichtigt werden, weil diese entweder nur eine untergeordnete Rolle spielen oder sehr artspezifisch sind, wie etwa die Psittacofulvine bei den Papageien Psittaciformes.

Werden Farbpigmente in ungenügender oder erhöhter Menge oder Qualität produziert, so entstehen Fehlfärbungen. Diese können vorübergehend sein, so zum Beispiel bei einem nahrungsbedingten Mangel an Karotinen. Bei den Melaninen werden solche Aberrationen eher durch genetische Mutationen hervorgerufen. Dann sind die Fehlfärbungen dauerhaft. Dabei bewirken verschiedene Mutationen in der Regel auch ein unterschiedliches Aussehen. Ein Melaninmangel führt je nach Art der Mutation zu einem weißen, teilweise weißen oder auch nur blasserem Gefieder. Zusätzlich sind davon betroffene Federn weitaus anfälliger gegenüber der Sonneneinstrahlung, so dass unter deren Einfluss anfangs nur blasser Individuen später praktisch gänzlich weiß erscheinen. In solchen Fällen ist es oft schwierig, die der Aberration zu Grunde liegende Mutation zu bestimmen.

Über das Internet ist es heute sehr einfach, sich viele Beispiele verschiedener Fehlfärbungen anzusehen. Dabei fällt aber auf, dass in fast allen Fällen Albinismus und Leuzismus, partiell oder komplett, als Ursache für das anormale Aussehen genannt werden, oft ohne dass dies der augenscheinlichen Realität entspricht. Grund hierfür scheint neben der Tatsache, dass es bisher seitens der International Commission on Zoological Nomenclature keine offizielle Nomenklatur für die Mutationen gibt (van Grouw 2010), fast immer der Wissensstand der Feldornithologen zu sein, der mit dem Fortschritt der Wissenschaft auf dem Gebiet der Genetik nicht Schritt hält. Ziel dieses Artikels ist es, die mit der Genetik verbundene Problematik beim Aussehen der Vögel an Hand von Beispielen aus der Literatur darzustellen, sowie das Verständnis und das Wissen der Feldornithologen auf dem Gebiet der genetischen Mutationen im Bereich der Melanine zu erweitern und einen Beitrag zur Verbreitung einer einheitlichen Terminologie zu leisten.

## **Material und Methode**

Führende ornithologische Zeitschriften wurden nach Artikeln zu Fehlfärbungen bei Vögeln, die durch anormale Melaninbildung hervorgebracht wurden, bis zurück zu ihren Ausgaben aus dem 19. Jahrhundert durchsucht. Besonderes Interesse galt dabei theoretischen Abhandlungen. An Hand von Beispielen wird gezeigt, wie schwierig sich die Erstellung und Beibehaltung einer einheitlichen Terminologie über einen längeren Zeitraum hinweg gestaltete. Aus den Beiträgen aus den letzten 10 Jahren wird dann eine einheitliche und dem heutigen Stand der wissenschaftlichen Forschung entsprechende Benennung der durch Mutation bedingten Farbaberrationen abgeleitet.

## **Resultate**

### **Historische Entwicklung der Terminologie genetischer Mutationen**

Schon zur Zeit Darwins war vor allem den Taubenzüchtern bekannt, dass man durch Kreuzung von Tieren, die bestimmte Merkmale aufwiesen, einen gewünschten Charakterzug bei den Nachkommen immer wieder reproduzieren konnte. Die genetischen Gründe hierfür blieben aber weitgehend unbekannt und die Namensgebung der so erzeugten Varietäten entsprach dann auch dem hervorgebrachten Aussehen der Tauben Columbidae. Bei Individuen, die entgegen dem allgemeinen Aussehen ihrer Art gänzlich oder teilweise weißes Gefieder zeigten wurde in der Regel von Albinos oder Teilalbinos gesprochen.

Im 19. Jahrhundert präsentierten verschiedene Ornithologen Sammel Listen von aberranten Wildvögeln. Beispiele hierfür sind etwa Coues (1868), Deane (1876, 1879, 1880) oder Leverkus (1887, 1890). Die drei Autoren machten aber kaum Angaben darüber, was sie unter Albinismus oder Teilalbinismus verstanden. Diese Aufzählungen enthielten neben gänzlich und teilweise weißen Exemplaren auch solche, die lediglich blassgefärbt waren. McGregor (1900) listete Beispiele von Individuen zusammen auf, die er als „Albinos oder mit einigen weißen Federn an Stellen, an denen diese normal nicht vorkommen“ bezeichnete. Rensch (1925) versuchte etwas Ordnung in die Terminologie der Fehlfärbungen zu bringen, indem er einem strukturierten Aufbau folgte. So unterschied er zum einen phänotypische, also nicht erbliche, von genetisch hervorgerufenen Änderungen des Federkleids. Zum anderen erkannte er drei Kategorien von erblichen, genotypischen Mutationen an und zwar:

- Hypochromatismus, welcher einem Mangel an Farbpigmenten entsprach,
- Hyperchromatismus, welcher einer Invasion von Farbpigmenten entsprach,
- Mutationen komplexer Natur.

Zu den Hypochromatismen zählte Rensch Albinismus (das Fehlen von Farbpigmenten), Schizochromismus (das Fehlen von nur einem Pigment) und Chlorochromismus (Verblässung der Pigmentierung). Albinismus teilte er unter in Totalalbinismus (komplette Abwesenheit von Pigmentierung in Federkleid und nackten Körper- und Hornpartien, inklusive der Augen), Teilalbinismus (teilweises Fehlen der Pigmentierung) und Leuzismus (gänzlichliches Fehlen der Pigmentierung, aber nur im Federkleid). Bei den Hyperchromatismen gab es im Wesentlichen Melanismus und Lipochromatismus (Invasion durch Lipochrome, vor allem Karotine). Rensch erkannte zwei Arten von Melanismus, Eumelanismus (eine Invasion durch schwarzes

Eumelanin) und Phaeomelanismus (eine Invasion durch rotbraunes Phaeomelanin). Zur Kategorie komplexer Mutationen gehörten etwa Atavismus (Erscheinen eines phylogenetisch früheren Federkleids), Defektmutationen (durch einen Defekt provozierte Farbänderung) und Gewinnmutationen (Eingliederung von neuen Farbpigmenten ins Aussehen).

Die neue und übersichtliche Einteilung von Rensch (1925) fand zwar viel Beachtung, konnte sich am Ende aber nicht überall und ganz durchsetzen. Dies mag zum Teil am weiteren wissenschaftlichen Fortschritt gelegen haben, zum Teil wohl auch daran, dass die neue Nomenklatur nur langsam bis zu den Feldornithologen vordrang oder von diesen nicht befolgt wurde. 1949 bemerkte Hanson, dass der Begriff Albinismus oft falsch verwendet werde, da es genetisch gesehen so etwas wie Teilalbinismus nicht gebe. Lee und Keeler (1951) versuchten Abhilfe zu schaffen, indem sie für anormal weiß gefärbte Exemplare eine neue Terminologie vorschlugen. Sie unterschieden Rotaugen Albinismus, Puren Albinismus, Blassfärbung, Weiß gescheckt, Vermischte Schattierungen und Verschiedenes. Dieser Ansatz verfehlte aber den gesuchten Erfolg. Mit Pettingill (1956 in Hanebrink 1968) und Gross (1965a) wurde eine Unterteilung von Albinos in vier Gruppen propagiert, Total Albinismus, Unkompletter Albinismus, Unvollkommener Albinismus und Teilalbinismus. Harrison (1963) brachte eine dritte Form von Melanismus ins Gespräch, Erythrismus genannt, bei der Eumelanin durch eine rötlich kastanienbraune Pigmentierung ersetzt wird. Auch Gross (1965b) schlug beim Melanismus neue Termen mit neuen Definitionen vor. Dabei schaute er weniger auf die farblichen Auswirkungen, vielmehr sah er beim Normalen Melanismus ein häufiges Vorkommen in der betroffenen Art (Polymorphismus), während beim Anormalen Melanismus die Fehlfärbung in der Art nur sehr selten auftritt. Dieser Ansatz hatte mit der ursprünglichen Fragestellung wenig zu tun, selbst wenn man zugeben muss, dass eine Beleuchtung des Problems aus diesem Blickpunkt durchaus berechtigt war.

Inzwischen waren die ornithologischen Autoren größtenteils dazu übergegangen, den Gebrauch ihrer Termen zumindest ansatzweise zu definieren. Die Definitionen blieben aber zum Teil so unterschiedlich, dass Buckley (1982 in Hailman 1984) vorschlug, viele davon aufzugeben, da ihre Interpretation in Bezug auf die wahrgenommene Fehlfärbung ungewiss war. Buckley (1982 in Hosner & Lebnor 2006) erkannte im Bereich der durch Melaninbildung bedingten Aberrationen neben Albinismus noch Leuzismus, Schizichroismus, Fahlfärbung und Melanismus als gängig an. Da diese Bezeichnungen auch heute noch Bestand haben, will ich sie hier erst später, im Zusammenhang mit einer aktuellen Terminologie, definieren. Angemerkt sei noch, dass Buckley neben den durch Melanin bedingten Fehlfärbungen lediglich noch Karotenismus als eher häufiger vorkommend ansah. Doch schon 1985 publizierte Hanebrink einen Artikel, der wieder die von Gross (1965a) angewandte Terminologie verbreitete. Zu den Teilalbinos zählte er sogar die Tiere, bei denen lediglich eines der beiden Melanine nicht zum Ausdruck kam, sowie allgemein Fahlfärbungen.

Bis zur Jahrtausendwende sollte das Problem nicht behoben sein und Ogilvie (2001) verbreitet heute noch auf seiner Internetseite die Ansicht, dass alle Vögel mit anormal weißen Federn Albinos genannt werden, und dass die extremste Form Totalem Albinismus entspricht. Richtig ist zwar seine Feststellung, dass bei Albinismus ein Totalverlust von Melaninen in den Federn vorliegt, aber das ist auch bei Leuzismus der Fall. Ganz falsch ist hingegen seine Behauptung, dass sich bei Teilalbinos der Anteil weißer Federn mit dem Alter vergrößere. Dies ist nur bei altersbedingtem Ergrauen der Fall. Genauso falsch ist seine Behauptung, Leuzismus, Chlorochroismus (eine andere Bezeichnung für Fahlfärbung) und Schizochroismus seien Synonyme. Die Aussagen Ogilvies zeigen zum einen die dringende Notwendigkeit, endlich zu einer einheitlichen und allgemein angewandten Terminologie zu gelangen, zum anderen, wie schwierig diese es haben wird, sich gegen die historisch gewachsene Begriffsvielfalt und deren Verbreitung im Internet durchzusetzen.

## **Aktuelle Vorschläge für eine zeitgemäße Terminologie**

In den letzten Jahren gab es vor allem zwei Autoren, die eine in sich schlüssige Terminologie der Aberrationen im Bereich der Melaninbildung vorschlugen. Auf den ersten Blick unterscheiden sich die Unterteilungen beider nur unwesentlich, aber die Ansätze sind verschieden. Während Davis (2007) eine gänzlich neue Terminologie vorschlägt, die weiterhin mehr auf das Aussehen der betroffenen Vögel abzielt, hält van Grouw (2006, 2010, 2013) im Wesentlichen an der bestehenden Namensgebung fest und adaptiert deren Definitionen, auf der Theorie genetischer Mutationen aufbauend. Im nun Folgenden werden die einzelnen Aberrationen vorgestellt (siehe auch Tabelle 1).

- **Albinismus (van Grouw) oder Amelanismus (Davis):** Hier handelt es sich um ein komplettes Fehlen beider Melanine, sowohl im Federkleid als auch in anderen von außen sichtbaren Körperteilen, inklusive Haut, Schnabel, Beinen, Füßen und Augen. Spielen andere Farbpigmente beim Aussehen des betroffenen Vogels keine Rolle, so entsteht ein gänzlich weißer Vogel mit blassroten Augen und fleischfarbenen Hornpartien, deren Färbung nur durch das durchscheinende Hämoglobin im Blut hervorgebracht wird.
- **Leuzismus (van Grouw) oder Partieller Amelanismus (Davis):** Im Unterschied zu Rensch (1925), bei dem Leuzismus nur das Federkleid ganz oder teilweise betraf, kann er bei van Grouw auch Haut oder Horn betreffen, aber nicht die Augen. Theoretisch reicht eine einzige ganz weiße Feder (immer vorausgesetzt, dass nur Melanine bei der Gefiederfärbung zum Tragen kommen), um von partiellem Leuzismus zu sprechen. Der Weißanteil verändert sich nicht mit zunehmendem Alter. Bei einem gänzlich weißen Federkleid spricht man von Totalem Leuzismus, unabhängig davon inwiefern Horn- und Hautpartien betroffen sind. Davis schließt allerdings bei seinem Begriff des Partiellen Amelanismus die Betroffenheit der Augen nicht aus, die Melaninbildung darf lediglich nicht ganz ausbleiben.
- **Braun (van Grouw):** Bei dieser Mutation wird das Pigment Eumelanin in ganz normalen Mengen im Federkleid und anderen Körperteilen verteilt, allerdings ist bei seiner Produktion vor der Verteilung nur eine Teiloxidierung erfolgt, wodurch sich seine Farbe verändert hat. Normal schwarzes Eumelanin wird bräunlich bis beige, und die ungenügende Oxidierung macht Federn dem Sonnenlicht gegenüber anfälliger, so dass sie leicht verblassen können. Davis erwähnte diese Aberration nicht.
- **Fahlfärbung (van Grouw) oder Hypomelanismus (Davis):** Hierbei wird die Quantität des produzierten Melanins reduziert, die Qualität des Pigments bleibt aber gleich. Dies bewirkt ein bleicheres Aussehen des Vogels. Der Grad der Reduzierung kann sehr verschieden sein. Van Grouw schlug folgende Unterteilungen vor:
  - **Pastell:** Es treten sowohl Eu- als auch Phaeomelanin reduziert auf, in den meisten Fällen um etwa 50%. Schwarze Federn werden grau, rot- bis gelbbraune Federn werden stumpf gelbbraun (englisch: buff) oder cremefarben. Betroffene Vögel sehen wie blasse Exemplare normaler Artgenossen aus.
  - **Isabell:** Nur das Eumelanin ist von der quantitativen Reduzierung betroffen. Schwarze Federn werden nach wie vor grau bis gelblich grau, aber rot- bis gelbbraune Federn, die auf Phaeomelanin basieren, ändern ihr Aussehen nicht. Würde die Eumelaninbildung gänzlich ausbleiben (schwarze, nur durch Eumelanin gefärbte Federn würden ganz weiß), so würde es sich um eine Art von Schizochroismus, genauer um Phaeoschizochroismus handeln. Allerdings ist eine gänzliche Reduzierung äußerst selten. Fast immer wird ein geringer Prozentsatz der üblichen Menge produziert. Deshalb plädierte van Grouw dafür, Phaeoschizochroismus lediglich als eine Unterart von Isabell einzustufen. Davis spricht in diesem Bereich von Aumelanismus, meint damit wohl eine gänzliche Abwesenheit des Eumelanins, ohne es ausdrücklich zu sagen.
  - **„Silber“:** Äußerst selten ist eine alleinige Reduzierung der produzierten Menge an Phaeomelanin. Van Grouw schlug hierfür nicht einmal einen Namen vor. In Anlehnung an die Taubenzüchter habe ich hier vorläufig „Silber“ eingesetzt. Der gänzliche Verlust von

Phaeomelanin entspricht nach van Grouw der Mutation Grau oder Euschizochroismus. Davis spricht von Aphaeomelanismus.

- Ino (van Grouw): Beide Melanine werden in normalen Mengen produziert, aber jeweils bei der Produktion nur teilweise oxidiert. Eumelanin wird braun, das Phaeomelanin bringt nur noch eine verblichene Farbe hervor. Der Grad der Oxidierung kann verschieden sein, so dass Eumelanin von dunkel bis sehr hellbraun variieren kann, während Phaeomelanin immer sehr hell bis fast nicht mehr wahrnehmbar wird. Von der Melaninreduzierung sind auch die Augen der Vögel betroffen, wenn auch in geringerem Maße wie bei Albinismus.
- Melanismus (van Grouw) oder Hypermelanismus (Davis): Traditionell wurde Melanismus mit einer erhöhten Menge an Melanin in Verbindung gebracht. Nach van Grouw besteht auch dann Melanismus, wenn die produzierte Menge unverändert bleibt, seine Verteilung aber das Aussehen des Vogels verändert. In den meisten Fällen sieht der betroffene Vogel dunkel oder schwärzlich aus, da meist nur das Eumelanin betroffen ist. Ungewöhnliche Ablagerungen von Phaeomelanin sind selten und lassen den Vogel rot-, kastanienbraun oder zimtbraun aussehen. Van Grouw zählt drei Arten auf, wie Melanismus das Aussehen eines Vogels verändern kann:
  - Normal dunkle Federpartien werden kräftiger und breiten sich über die üblichen Trennungslinien im Gefieder hinaus aus.
  - Das ganze Gefieder ist betroffen, und der Vogel sieht insgesamt schwärzlich oder rotbraun aus.
  - Die normale Melaninverteilung wird verändert, aber insgesamt erscheint das Federkleid nicht dunkler.

Nach van Grouw ist weißes Gefieder nur selten durch Albinismus bedingt. Auch kommen hierfür neben Leuzismus andere Ursachen in Frage, zum Beispiel Trauma, hormonelle Ursachen und vor allem altersbedingtes Ergrauen. Bei Braun, Fahlfärbung oder Ino kann ebenfalls eine längere Sonneneinstrahlung zu praktisch weißem Gefieder führen, zumindest kann das im Feld so wahrgenommen werden. Nach Harrison (1965) sollte es neben Eu- und Phaeomelanin noch eine dritte Melaninart geben, die gelegentlich rotbraune Farben dort produziert, wo üblicherweise Eumelanin abgelagert wird. Dem widerspricht van Grouw. In solchen Fällen könnte durch Mutation lediglich die Produktion von Eumelanin durch Phaeomelanin ersetzt werden. Auch hierbei handelt es sich um eine Art von Melanismus.

Es sei noch einmal betont, dass die hier besprochenen Aberrationen ausschließlich die Melaninproduktion betreffen und die beschriebenen Folgen der Mutationen nur insofern zutreffen, als andere Pigmente nicht vorkommen. Sind aber zum Beispiel Karotine in einer normal schwarzen Feder vorhanden, so führt z. B. Leuzismus nicht dazu, dass diese weiß ist, sondern ihre Farbe wird dann vom Karotin bestimmt. Allerdings dominieren bei den meisten Vogelfamilien die Melanine und bei vielen beruht die ganze Pigmentierung ausschließlich auf diesen.

## Diskussion

Man kann zuerst die Frage stellen, inwiefern man sich überhaupt mit dem Thema der Aberrationen befassen muss, handelt es sich doch in der Regel um Ausnahmerscheinungen, sozusagen Kuriositäten, die in der Evolution vielleicht kaum eine Rolle spielen. Dies mag durchaus der Fall bei den Mutationen sein, die im Vergleich zum regulären Aussehen einer Art eine zu große Abweichung darstellen, respektive die zu kostspieligen negativen Konsequenzen für die Überlebenschancen führen, wie das z. B. beim Albinismus der Fall ist. Allgemein gilt, dass adaptive Evolution des Gefieders auf genetisch bedingten Abänderungen oder Anpassungen beruht, oder anders ausgedrückt, genetische Mutationen tragen zum Erhalt der genetischen Vielfalt in einer Art bei (Lynch et al. 1999, Møller & Mousseau 2001). Die Mutationen, die dieser Aussage entsprechen, haben nur kaum merkbar negative Effekte auf den resultierenden Phänotypus (Lynch et al. 1999). Genetisch kontrollierte Gefiederaberrationen stellen neue Gefiederphänotypen dar, die eine wichtige Rolle in der Evolution spielen können, so Hosner und Lebbin (2006). Erfolgt eine natürliche Auswahl zu Gunsten einer Aberration, so könnte sich diese durchaus in einer Art

oder Unterart etablieren, und auf einen längeren Zeitraum gesehen, vielleicht das Aussehen einer Art oder Unterart dominieren, ja sogar zur Entstehung einer neuen Art oder Unterart beitragen oder gar dazu führen. Neben dem Grad der Akzeptanz des betroffenen Charakterzuges durch die Artgenossen spielt der Grad seiner Erbllichkeit eine große Rolle: je höher dieser ist, umso schneller kann sich der Charakterzug in einer Population verbreiten. Von Bedeutung ist also, ob ein Charakterzug dominant oder rezessiv vererbt wird.

Bei einigen Arten sind abweichend gefärbte Individuen so zahlreich, dass diese Genvarianten nicht mehr als Aberrationen, sondern als Farbvarianten einer polymorphen Art angesehen werden (Gross 1965b, van Grouw 2013). Laut Buckley (1982 in Hosner & Lebbin 2006) könnte Leuzismus für die weißen Morphs in polymorphen Arten verantwortlich sein, respektive in isolierten Populationen zu den Unterschieden im Aussehen von Unterarten beitragen. Nach Thiollay (1994 in Hosner & Lebbin 2006) und O'Donald (1987 in Hosner & Lebbin 2006) tragen auch Melanismus und Erythrismus, die Art von Melanismus bei der eine kastanienbraune Pigmentierung entsteht, zu Polymorphismus in Arten bei, bei denen regelmäßig, vereinfacht ausgedrückt, helle und dunkle Individuen produziert werden.

Wenn auch nicht alle Mutationen, welche die Melaninproduktion beeinflussen, in der Evolution von Bedeutung sind, so spielen sie doch insgesamt durchaus eine Rolle. Indem sie das äußere Erscheinungsbild eines Individuums erheblich mitbestimmen, und zwar je nach kausaler Mutation anders, bieten sie dem Beobachter die Gelegenheit ihrer Bestimmung. Es geht im Endeffekt um die wissenschaftliche Nutzung der Feldbeobachtungen. Dazu müssen Mutationen korrekt erkannt und einheitlich benannt werden. Es bliebe zu klären, welches System zur Bestimmung der Fehlfärbungen am besten anzuwenden ist.

Davis (2007) Vorschlag, mit der traditionellen Terminologie zu brechen, hätte unbenommen den Verdienst, eine Trennlinie zum hier noch immer existierenden Verwirrspiel zu ziehen. Aus dem Namen wäre eindeutig zu erkennen, ob ein Beobachter sich eher an einer unbestimmten früheren Definition oder schon an einer zeitgemäßen Unterteilung der Aberrationen orientierte, indem er z. B. nicht mehr von Albinismus sondern von Amelanismus spricht. Wie aber die Gegenüberstellung mit den Vorschlägen von van Grouw (2006, 2010, 2013) zeigt, baut Davis doch noch teilweise auf dem Aussehen der betroffenen Vögel auf, und vergisst gelegentlich deren genetische Ursachen. Auch wenn sich im Endeffekt die beiden Systeme zum Teil überschneiden, so werden die Mutationen Braun, Pastell und Ino von Davis überhaupt nicht erwähnt. Er teilt weiterhin Amelanismus in Total und Partiiell auf, obwohl dies genetisch gesehen nicht zulässig ist: die zu Grunde liegenden Mutationen sind nicht identisch. Im Gegensatz dazu baut van Grouw ausschließlich auf den Ursachen der Aberrationen auf, trotz der Schwierigkeiten, deren Auswirkungen im Feld voneinander zu unterscheiden. Der Vorschlag van Grouws (Tabelle 1) ist daher zu bevorzugen. Die größte Schwierigkeit dürfte aber weiterhin darin bestehen, ein einheitliches System bis zu allen ornithologisch Interessierten zu verbreiten, zumal die International Commission on Zoological Nomenclature noch keine Stellung hierzu bezogen hat.

Wie schon oben angedeutet, führt eine verfeinerte einheitliche Systematik zu erhöhten Schwierigkeiten einer korrekten Bestimmung. In vielen Fällen beruht eine aberrante Aussehen auch nicht auf einer genetisch bedingten Farbmutation: altersbedingtes Ergrauen ist eine Hauptursache für das Auftreten von teilweise weißem Gefieder in der Vogelwelt. Anders aber als bei den hier beschriebenen genetischen Mutationen, von denen die einzelnen Federn jeweils ganz betroffen sind, ist die einzelne Feder beim Ergrauen anfangs nur teilweise betroffen. Während sich durch die Mauser bei genetischen Mutationen immer wieder dasselbe Gefieder ergibt, so erhöht sich beim altersbedingten Ergrauen bei jeder Mauser der Anteil von weiß im Gefieder. Nach Ansicht von van Grouw (2006, 2013) ist eine durch fortschreitendes Alter hervorgerufene Weißfärbung des Gefieders die mit Abstand häufigste Ursache für ein aberrantes Aussehen der Vögel in freier Wildbahn. Dies wird in einer Untersuchung über farbaberrante Lappentaucher *Podicepsidae* (Konter 2014) für diese Familie bestätigt.

Kann eine Mutation im Feld nicht definitiv zugeordnet werden, so sollte zumindest eine genaue Beschreibung aller Merkmale erfolgen. In der Praxis geben sich auch heute noch viele Beobachter mit einer kurzen Meldung im Stil „teil albinotischer“ oder „leuzistischer Vogel gesehen“ zufrieden. Damit werden bei der überwiegenden Mehrheit der Beobachtungen von Aberrationen

nicht nur nackte Haut- und Hornpartien sowie die Augen nicht beschrieben, was schon Sage (1963) bemängelte. Selbst die Pigmentierung des Federkleids bleibt oft unbeschrieben, so dass nur ein sehr vages Bild über das tatsächliche Aussehen eines Individuums entsteht. Von Bedeutung für die Wissenschaft wären in diesem Zusammenhang auch Angaben, die über das reine Aussehen eines farbaberranten Vogels hinausgehen, etwa über sein soziales Verhalten gegenüber Artgenossen, Verpaarungsstatus, Bruterfolg und Weitergabe der Aberration an die Nachkommen. Nur sehr selten geben Beobachtungen hierüber Aufschluss.

## Literatur

- Coues E. (1868): Instances of albinism among our birds. *American Naturalist* 2:161-162.
- Davis J. N. (2007): Color abnormalities in birds - A proposed nomenclature for birds. *Birding* 39:36-46.
- Deane R. (1876): Albinism and melanism among North American birds. *Bulletin of the Nuttall Ornithological Club* 1:20-24.
- Deane R. (1879): Additional cases of albinism in North American birds. *Bulletin of the Nuttall Ornithological Club* 4:27-30.
- Deane R. (1880): Additional cases of albinism in North American birds. *Bulletin of the Nuttall Ornithological Club* 5:25-30.
- Gross A. O. (1965a): The incidence of albinism in North American birds. *Bird-Banding* 36: 67-71.
- Gross A. O. (1965b): Melanism in North American birds. *Bird-Banding* 36:240-242.
- Hailman J. P. (1984): On describing color abnormalities in birds. *Florida Field Naturalist* 12:36-38.
- Hanebrink E. L. (1968): A survey of albino birds in Arkansas. *Proc. Arkansas Acad. Sci.* 22:17-28.
- Hanson H. C. (1949): Notes on white spotting and other plumage variations in geese. *Auk* 66:164-171.
- Harrison C. J. O. (1963): Grey and fawn variant plumages. *Bird Study* 10:219-233.
- Hosner P. A. & D. J. Lebbin (2006): Observation of plumage pigment aberrations of birds in Ecuador, including Ramphastidae. *Boletín SAO* 16: 30-43.
- Konter A. (2012): Ein melanistischer Haubentaucher *Podiceps cristatus* im Müritz-Nationalpark. *Ornithologische Mitteilungen* 64:87-88.
- Konter A. (2014): Aberrant plumages in grebes Podicipedidae – An analysis of albinism, leucism, brown and other aberrations in all grebe species worldwide. *Ferrantia*
- Lee F. & C. E. Keeler (1951): Pigment variations and their correlates in birds. *The Auk* 68:80-85.
- Leverkühn P. (1887): Über Farbenvarietäten bei Vögeln. *Journal für Ornithologie* 35: 79-86.
- Leverkühn P. (1890): Über Farbenvarietäten bei Vögeln. *Journal für Ornithologie* 38:168-232.
- Lynch M., J. Blanchard, D. Houle, T. Kibota, S. Schultz, L. Vassilieva & J. Willis (1999): Perspective: spontaneous deleterious mutation. *Evolution* 53:645-663.
- McGregor R. C. (1900): A list of unrecorded albinos. *Condor* 2:86-88.
- Møller A.P. & T. A. Mousseau (2001): Albinism and phenotype of Barn Swallows (*Hirundo rustica*) from Chernobyl. *Evolution* 55:2097-2104.
- Ogilvie M. (2001): Albinism, partial albinism and all the other -isms! <http://www.birdsofbritain.co.uk/features/mao-jun-01.asp>
- Rensch B. (1925): Die Farbaberrationen der Vögel. *Journal für Ornithologie* 73:514-539.
- Sage B. L. (1963): The incidence of albinism and melanism in British Birds. *British Birds* 56:409-416.
- Van Grouw H. (2006): Not every white bird is an albino: sense and nonsense about colour aberrations in birds. *Dutch Birding* 28:79-89.
- Van Grouw H. (2010): How to recognise colour aberrations in birds (in museum collections). *J. Afrotropical Zoology*, special issue: 53-59.
- Van Grouw H. (2013): What colour is that bird? The causes and recognition of common colour aberrations in birds. *British Birds* 106:17-29.

**Tabelle 1: Mutationen und ihre Auswirkungen auf die Melanine (nach van Grouw 2006, 2010, 2013).**

(Die hier beschriebenen Farbänderungen stimmen nur insofern wie die Gefiederpigmentierung auf Eumelanin, respektive Phaeomelanin beruht und weder durch eine Mischung beider Melanine, noch durch zusätzliche Farbstoffe bedingt ist.)

| Mutation             | Effekt auf die Melaninproduktion                               | Veränderung des Eumelanins                                                                                                                                                    | Veränderung des Phaeomelanins                          | Erbllichkeit                                                                            |
|----------------------|----------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|
| Albinismus           | Keine Melaninproduktion, da Enzym Tyrosinase nicht entsteht    | Da kein Melanin vorhanden, erfolgt keine Färbung, weder in Feder, noch in federlosen Partien, inklusive Augen; Augen blass rosa, Schnabel und Füße gelblich bis fleischfarben |                                                        | Rezessiv, autosomal                                                                     |
| Braun                | Bei Produktion wird Eumelanin ungenügend oxidiert              | Normal schwarz oder graues Eumelanin wird bräunlich, kann weiter verblassen; Augen nicht betroffen, andere federlose Partien können leicht blasser wirken                     | Phaeomelanin unverändert                               | Rezessiv allosomal; nur Weibchen, da für Männchen beide Elternteile „Braun“ sein müssen |
| Totaler Leuzismus    | In allen Federn gestörte Melaninablagerung                     | Ohne Melanine erfolgt auch keine Färbung der Feder; federlosen Partien können betroffen sein, die Augen aber nicht, da Melaninbildung hier anders erfolgt                     |                                                        | Verschiedene Mutationen, sowohl rezessiv als dominant, allosomal als autosomal          |
| Partieller Leuzismus | Nur in einigen oder mehreren Federn gestörte Melaninablagerung | Keine Melanine in betroffenen Federn, dadurch auch keine Färbung; federlose Partien können betroffen sein, die Augen aber nicht, da Melaninbildung hier anders erfolgt        |                                                        |                                                                                         |
| Fahl (-färbung)      | Quantitative Reduzierung eines oder beider Melanine            | Betroffene Individuen sind blasser, ihr Gefieder verbleicht weiter                                                                                                            |                                                        |                                                                                         |
| - Pastell            | Reduzierung der Eu- und Phaeomelanin Mengen (oft um 50%)       | Schwarz wird silbrig grau, grau wird weißlich grau                                                                                                                            | Rotbraun und gelbbraun wird „buff“, in etwa sandfarben | Verschiedene Mutationen                                                                 |
| - Isabell            | Reduzierung nur der Eumelanin Menge                            | Schwarz wird silbrig grau, grau wird weißlich grau                                                                                                                            | Rotbraun und gelbbraun nicht betroffen                 | Rezessiv, autosomal,                                                                    |
| - Silber             | Reduzierung nur der Phaeomelanin Menge (äußerst selten)        | Schwarz und grau nicht betroffen                                                                                                                                              | Rotbraun und gelbbraun wird „buff“ bis leicht gräulich | Rezessiv allosomal,                                                                     |
| - Schizochroismus    | Kompletter Ausfall entweder des Eu- oder des Phaeomelanins     | Da Ausfall meist nicht komplett ist, verwendet van Grouw Schizochroismus nicht mehr                                                                                           |                                                        |                                                                                         |

**Tabelle 1: Mutationen und ihre Auswirkungen auf die Melanine (nach van Grouw 2006, 2010, 2013).**

(Die hier beschriebenen Farbänderungen stimmen nur insofern wie die Gefiederpigmentierung auf Eumelanin, respektive Phaeomelanin beruht und weder durch eine Mischung beider Melanine, noch durch zusätzliche Farbstoffe bedingt ist.)

| Mutation            | Effekt auf die Melaninproduktion                                    | Veränderung des Eumelanins                                                                                                                                                 | Veränderung des Phaeomelanins                                                                 | Erbllichkeit                                                                                |
|---------------------|---------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| Ino                 | Qualitative Reduzierung beider Melanine, Mengen bleiben unverändert | Federlosen Partien, inklusive der Augen, betroffen, aber weniger wie bei Albinismus                                                                                        |                                                                                               | Rezessiv allosomal, Nur Weibchen, da für ein Männchen beide Elternteile „Braun“ sein müssen |
| - Hell Ino          | Starke qualitative Reduzierung beider Melanine                      | Eumelanin wird sehr hell braun, schnelles verblassen bis zu quasi weiß an der Oberfläche                                                                                   | Phaeomelanin ist kaum noch sichtbar, schnelles verblassen bis zu quasi weiß an der Oberfläche |                                                                                             |
| - Dunkel Ino        | Geringe qualitative Reduzierung beider Melanine                     | Eumelanin wird hell braun und verblasst weiter                                                                                                                             | Phaeomelanin wird „buff“ und verblasst weiter                                                 |                                                                                             |
| Melanismus          | Erhöhte Melaninmenge, respektive Umverteilung im Federkleid         | Gefieder muss nicht ganz betroffen sein, normal nicht pigmentierte Gefiederpartien können ganz oder teilweise unbetroffen bleiben; federlose Partien können betroffen sein |                                                                                               | Verschiedene Mutationen                                                                     |
| - Eumelanismus      | Erhöhte Eumelaninmenge, respektive Umverteilung                     | Insgesamt dunkleres bis schwärzliches Aussehen                                                                                                                             |                                                                                               | Dominant oder teilweise dominant                                                            |
| -Phaeomelanismus    | Erhöhte Menge des Phaeomelanins, respektive Umverteilung            | Insgesamt rotbraunes bis zimtfarbenes Aussehen (selten)                                                                                                                    |                                                                                               | Rezessiv                                                                                    |
| - Erythromelanismus | (Teilweises) Ersetzen des schwarzen Eumelanins durch Rotbraun       | Schwarz wird rotbraun oder kastanienbraun                                                                                                                                  |                                                                                               |                                                                                             |

# Liste der Luxemburger Vogelnamen

Jean Weiss, e-mail: jean.weiss@education.lu

## Résumé : Liste des noms d'oiseaux en luxembourgeois

Un groupe de travail au sein de *natur&ëmwelt* a élaboré une liste officielle des noms d'oiseaux luxembourgeois, une telle liste faisant défaut depuis toujours. Il ne s'agit pas d'une liste de l'avifaune du Luxembourg ni d'une compilation de tous les noms en usage, mais d'un outil destiné à faciliter la recherche des noms d'oiseaux luxembourgeois. Elle s'adresse à tous ceux qui s'intéressent à la langue luxembourgeoise et surtout aux responsables de *natur&ëmwelt* et des sections, aux guides, à des auteurs rédigeant des textes, aux journalistes, aux enseignants, ...

En ce qui concerne la nomenclature, le groupe a suivi les recommandations de Helbig (2005) dans « Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas ». Pour mieux pouvoir comparer les noms des oiseaux d'une même famille, la liste ci-après suit un ordre systématique; une liste alphabétique est disponible sur internet ([www.naturemwelt.lu](http://www.naturemwelt.lu)) ou au secrétariat de *natur&ëmwelt* (tél. : 290404-1).

Le groupe a préservé la majorité des noms traditionnels, il a cependant éliminé des noms prêtant à confusion et utilisé une nomenclature facilitant la reconnaissance des espèces comme appartenant au même genre respectivement à la même famille. En plus, le groupe a respecté dans la mesure du possible les prémisses linguistiques. D'éventuelles critiques, remarques ou suggestions sont les bienvenues.

## Abstract : List of Luxembourgish bird names

A working group from *natur&ëmwelt* has established an official list of bird names in Luxembourgish, such a list not having existed so far. The result is neither a list of the Luxembourgish avifauna nor a compilation of all names used, but a means that should facilitate the search for bird names in Luxembourgish. It is addressing all people interested in the Luxembourgish language, above all responsible people of *natur&ëmwelt* and of their local sections, guides, other text writers, journalists, teachers, ...

Concerning nomenclature, the group followed Helbig's (2005) recommendations in « Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas ». For a better comparison of bird names in a same family, the list follows a systematic order; an alphabetical list is available on the internet ([www.naturemwelt.lu](http://www.naturemwelt.lu)) or at the secretariat of *natur&ëmwelt* (tél. : 290404-1).

The group preserved the majority of the names that were traditionally used, it eliminated however those leading to confusion and it used a nomenclature favouring the easy detection of genus or family adherence for a species. Also, the group respected the linguistic premises whenever possible. Critical remarks and suggestions are welcome.

Wer sich auf die Suche nach Luxemburger Vogelnamen macht, der wird zwar mehr oder weniger rasch fündig, aber er wird sehr bald merken, dass es bei manchen Arten unterschiedliche Bezeichnungen gibt, nicht nur im mündlichen Sprachgebrauch, sondern auch in gedruckten Veröffentlichungen sowie im Internet. Sogar in den von *natur&ëmwelt* (früher: *Lëtzebuurger Natura Vulleschutzlīga*) in den letzten Jahrzehnten herausgegebenen Veröffentlichungen sind die Namen in einigen Fällen nicht einheitlich. Außerdem fehlt bei einigen erst rezent nachgewiesenen Arten (logischerweise) ein luxemburgischer Name.

Um diesen Missstand zu beheben, bildete sich auf Initiative von Jean Weiss im Juni 2013 bei *natur&ëmwelt* eine Arbeitsgruppe mit dem Ziel, eine "offizielle" Liste mit Luxemburger Vogelnamen zusammenzustellen (Tabelle 1). Die Mitglieder dieser Arbeitsgruppe waren: Gilles Biver, Tom Konzemius, Patric Lorgé, Ed. Melchior, Emile Mentgen, Pol Rassel und Jean Weiss. Nach über einem Jahr mit mehreren Arbeitssitzungen sowie einer Unmenge von E-Mails liegt nun das Ergebnis vor. 342 Vogelnamen umfasst die Liste, wobei ausdrücklich darauf hingewiesen werden muss, dass es sich hierbei nicht um eine Artenliste der in Luxemburg nachgewie-

senen Vogelarten handelt, sondern um ein Instrument, das erlauben soll, bei Bedarf rasch einen luxemburgischen Vogelnamen zu finden. (Aus Vergleichsgründen oder weil sie demnächst eventuell zu erwarten sind, wurden nämlich auch einige bisher nicht nachgewiesene Arten aufgenommen.)

Es handelt sich auch nicht um eine Sammlung aller jemals bzw. in den verschiedenen Gegenden des Landes benutzten Vogelnamen (die gab es bereits 1894 bei Ferrant & Kraus, 1969 bei H. Rinnen, übernommen 1981 von H. Klees), so dass der eine oder andere Leser einen ihm geläufigen und vielleicht seit seiner Kindheit benutzten Vogelnamen in der Liste vermissen wird. Zusätzlich noch einige weitere Informationen und Erklärungen zur Vorgehensweise der Arbeitsgruppe:

Als Basis dienten uns die in „Vögel Luxemburgs“ (Lorgé & Melchior 2010) behandelten Vogelarten. Eine große Hilfe war, dass in den letzten Jahrzehnten bereits eine wertvolle Vorarbeit geleistet wurde und zwar in den 1980er Jahren durch die Atlas-Redaktionsgruppe, 1983, 1985 und 1995 durch Pol Rassel, der u. a. eine komplette Liste der Westpaläarktis erstellte (die jedoch nie veröffentlicht wurde) sowie in den letzten Jahren durch Gilles Biver und Patric Lorgé im Rahmen ihrer Tätigkeit bei der *Centrale ornithologique*.

Bei der Reihenfolge entschieden wir uns für eine Auflistung entsprechend der Systematik. Dabei hielten wir uns an die Liste von Helbig (2005), die im Kompendium der Vögel Mitteleuropas veröffentlicht wurde und die bei ornitho.de/lu sowie in den Veröffentlichungen von *natur&mwelt* Verwendung findet. (Dies gilt auch für die wissenschaftlichen und deutschen Bezeichnungen.) Eine systematische Liste bietet Insidern den Vorteil einer besseren Vergleichbarkeit der Namen innerhalb derselben Familien. Eine alphabetische Fassung, die auch Nicht-Ornithologen das Nachschlagen erleichtert, kann auf [www.naturemwelt.lu](http://www.naturemwelt.lu) heruntergeladen oder im Sekretariat (Tel.: 290404-1) angefragt werden.

Wir gaben uns im Vorfeld ein paar Regeln, an die wir uns möglichst strikt hielten, außer wenn es einen triftigen Grund gab, eine Ausnahme zu machen. (Diese Regeln sollten auch bei einer eventuellen späteren Überarbeitung der Liste eingehalten werden). Unsere praktische Vorgehensweise war im Prinzip die folgende:

Gibt es einen luxemburgischen Namen ?

|                                  |               |
|----------------------------------|---------------|
| nein                             | → neuer Name  |
| ja                               |               |
| wird er benutzt?                 |               |
| ja                               |               |
| ist er sinnvoll?                 |               |
| ja                               | → Name bleibt |
| nein                             | → neuer Name  |
| nein, weil er nicht sinnvoll ist | → neuer Name  |
| nein, weil ihn niemand kennt     | → Name bleibt |

Arten derselben Familie sollen denselben Zusatz im Namen tragen, der auf die Familie hinweist. So werden alle Falken auf luxemburgisch „Fallek“ genannt, auch der Turmfalke, der jetzt „Tuermfallek“ heißt. Nun gibt es aber den etwas speziellen (und häufig benutzten) Namen „Kréchel“, abgeleitet vom französischen „crécerele“. Wir wollten diesen Namen nicht fallen lassen, und so findet man beim Turmfalken zwei Namen: „Kréchel, Tuermfallek“. Dasselbe gilt für den „Spuervull“, den zweiten Namen des Wanderfalken. Beim Merlin stellte sich ein anderes Problem: Der frühere Name „Klunge Käizchen“ wurde eliminiert, weil „Käizchen“ zweideutig ist und in unserer Zeit eher für den Steinkauz verwendet wird und nicht mehr wie früher für eine Reihe

kleinerer Greifvögel: so war der Baumfalke lange Zeit ein „Schmüewelskäizchen“ und der Sperber ein einfaches „Käizchen“. Mit „Merlin“ trägt der kleinste europäische Falke nun in Deutschland, England und Luxemburg denselben Namen.

Auch die Ammern bereiteten ein wenig Kopfzerbrechen. Als einzige Ammer trug die Rohrammer den Namen „Weidemësch“, während alle anderen von Morbach, sicherlich dem Beispiel des „Gielemännchen“ (Goldammer) folgend, als „-männchen“ bezeichnet worden waren: „Gromännchen“ (Grauammer), „Schnéimännchen“ (Schneeammer), „Zonkmännchen“ (Zaunammer) und „Zippmännchen“ (Zippammer). Während „Gielemännchen“ fest eingebürgert ist (leider seit dem Zweiten Weltkrieg für manche Leute mit einem unangenehmen Beigeschmack), klingt besonders „Schnéimännchen“ ein wenig skurril („Kuck, do flitt e Schnéimännchen!“). Daher übernahmen wir den Zusatz „-mësch“ von „Weidemësch“ ebenfalls für alle anderen Ammerarten: „Giel Mësch, Gro Mësch, Schnéimësch, Zippmësch, Zonkmësch, ... Auch wenn „Gielemännchen“ vielleicht nicht ganz nach jedermanns Geschmack ist, haben wir diesen (sehr alten) Namen als zweiten Namen für die Goldammer beibehalten. Dies bedeutete aber auch, dass die früheren Bezeichnungen „Karmësch“ (Hausspatz) und „Feldmësch“ (Feldspatz) nicht mehr beibehalten werden konnten. Aus ihnen wurden, wie es derzeit dem allgemeinen Sprachgebrauch entspricht, „Spatzen“.

Eine weitere für uns wichtige Regel war, eine aus linguistischer Sicht „saubere“ Liste vorzulegen. Dies betrifft einerseits die korrekte Schreibweise, andererseits die verwendeten Begriffe. Häufige und seit jeher in breiten Bevölkerungskreisen bekannte Arten bereiteten hierbei kaum Probleme („Piwitsch, Feldhong, Guckuck, Märel, Routbrëschttchen, Spréif, Poufank, Kréi, ...“). Bei selteneren Arten mussten bestehende Namen ersetzt oder geändert bzw. neue Namen gebildet werden, wie zum Beispiel „Wäissbaartséischmuewel“, sicherlich etwas gewöhnungsbedürftig, aber wohl kaum sehr oft im Gebrauch.

Auch einige sprachliche „Sünden“, die sich mittlerweile in Beobachterkreisen eingeschlichen hatten, wurden eliminiert. Als Beispiel sei „Rouerammer“ angeführt, was auf den ersten Blick ganz wie Luxemburgisch klingt, sich bei näherer Betrachtung aber als eine ziemlich „stümperhafte“ Übersetzung des deutschen Namens „Rohrammer“ entpuppt. Mit „Rohr“ ist nämlich „Schilfrohr“ gemeint und das heißt auf Luxemburgisch „Lëtisch“, während „Rouer“ ein Wasserleitungsrohr oder etwas Ähnliches ist. „Ammer“ gibt es im Luxemburgischen sowieso nicht.

Aus diesem Grund war es für uns wichtig, eine bereits vor einigen Jahren in die Wege geleitete Zusammenarbeit mit den Fachleuten des *Lëtzebuurger Online Dictionnaire* (LOD) weiterzuführen. Wir bedanken uns bei der Kulturministerin Mme Maggy Nagel, die diese Zusammenarbeit weiterhin ermöglichte, und beim LOD für die wertvollen Hinweise sowie die Überprüfung der luxemburgischen Schreibweise der Namen.

An wen richtet sich diese Liste? Zuerst einmal an die Ornithologen, die Vorstandsmitglieder, die Mitarbeiter aus unseren eigenen Reihen, das Personal, besonders an alle, die in der Öffentlichkeit (bei Führungen, im Fernsehen oder Radio, bei Ansprachen, in diversen Veröffentlichungen, ...) Vogelnamen benutzen. Die Liste erlaubt aber auch Neulingen (z. B. den Teilnehmern der Ornithologiekurse der *Centrale ornithologique*) und ausländischen Mitbürgern, die an unserer Vogelfauna interessiert sind, die entsprechenden Namen zu „lernen“. Auch bei zukünftigen Veröffentlichungen (z.B. der Neuauflage der „Vögel Luxemburgs“, Artikeln im „Regulus“ oder bei Veröffentlichungen von Verwaltungen wie dem Naturhistorischen Museum oder der Natur- und Forstverwaltung) sollten in Zukunft die offiziellen Namen verwendet werden. Schön wäre es ebenfalls, wenn die Liste Zugang zu den Schulen finden würde und die Sprecher der luxemburgischen Radio- und Fernsehsender auf sie zurückgreifen würden.

Die Verfasser hoffen jedenfalls, dass diese erste offizielle Liste auf ein positives Echo stößt und dass die Namen (die meisten davon waren sowieso seit langem im Gebrauch) auch benutzt werden. Unser Ziel war jedoch nicht, jemandem vorschreiben zu wollen, wie er zu reden hat. Kritiken, Kommentare und Anregungen sind selbstverständlich jederzeit willkommen.

## Literatur

- De la Fontaine A. (1865/66) : Faune du pays de Luxembourg. Première Partie. Oiseaux. Bull. Société des Sciences Naturelles du Grand-Duché de Luxembourg. T. VIII : 203-320. Deuxième Partie. Oiseaux. T. IX : 59-186.
- Ferrant V. (1926) : Faune du Grand-Duché de Luxembourg. Troisième partie. Oiseaux. Archs Inst. g.-d. Luxemb. Sect. Sci. nat. phys. math., NS X.
- Ferrant V. & M. Kraus (1894) : Lokalnamen der einheimischen Tiere. Bulletin Société des Naturalistes Luxembourggeois 4: 30-34, 44-47, 57-60, 77-81, 87-94, 119-123.
- Helbig A. J. (2005): Systematik, in: Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (Eds): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Hulten M. & V. Wassenich (1960/61): Die Vogelfauna Luxemburgs, Archs Inst. g.-d. Luxemb. Sect. Sci. nat. phys. math., NS 27&28.
- Klees H. (1981): Luxemburger Tiernamen. Institut Grand-Ducal, Section de Linguistique, de Folklore et de Toponymie, Luxembourg.
- Lorgé P. & E. Melchior (2010): Vögel Luxemburgs. Lëtzebuerger Natur- a Vulleschützliga, Kockelscheuer.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. Lëtzebuerger Natur- a Vulleschützliga, Luxembourg.
- Morbach J. (1951) : Fauna avium luxemburgensis, Übersichtsliste der im Großherzogtum Luxemburg festgestellten Vogelarten. Regulus WB 0: 1-33.
- Rassel P. (1985): Broochschësser, Sproochmates ... Firwat Lëtzebuerger Vullennimm? Regulus 14: 410.
- Rinnen H. (1969): Luxemburger Vogelnamen. Bulletin linguistique et ethnologique, fascicule 15, Institut Grand-Ducal, Section de Linguistique, de Folklore et de Toponymie, Luxembourg.
- Wörterbuchkommission (1965-1970): Luxemburger Wörterbuch, Band III, L-P. Sprachwissenschaftliche Sektion des Großherzoglichen Instituts. Buchdruckerei P. Linden, Luxembourg.

## Anmerkung zur Tabelle.

Die Referenz in der letzten Spalte der Liste bezieht sich auf die Veröffentlichung, in welcher die betreffenden Namen zuerst systematisch erschienen sind.

Abkürzungen der Referenzen – Abréviations utilisées pour les références – Source abbreviations:

- D. = De la Fontaine A. (1865, 1866);
- F. = Ferrant V. (1926), oder in der Vorgängerveröffentlichung *Lokalnamen der einheimischen Tiere* (Ferrant & Kraus 1894);
- H.W. = Hulten M. & V. Wassenich (1960/61);
- ME. = Melchior E. et al. (1987);
- M. = Morbach J. (1951), stellvertretend für die Namen in der Reihe *Vögel der Heimat* (Morbach 1929-1966);
- n.n. = nomen novum (Neubildung; nouveau nom; new name) (2014);
- R. = Rinnen H. (1969);
- RA. = Rassel P. (1985);
- W. = Wörterbuchkommission;
- / = bei mehreren Namen und verschiedenen Erstveröffentlichungen: die jeweiligen Quellen sind getrennt angegeben
- () Nur ein Teil der luxemburgischen Namen dieser Liste kann auf die angegebenen Quellen zurückgeführt werden. – Les noms luxembourgeois de cette liste n'ont été utilisés qu'en partie par la source citée. – The Luxembourgish names of this list have only been used for part by the sources indicated.

# Tabelle 1: Liste der luxemburgischen Vogelnamen

| Deutsch            | wissenschaftlich       | Lëtzebuergesch (342)                                              | Referenz |
|--------------------|------------------------|-------------------------------------------------------------------|----------|
| Höckerschwan       | Cygnus olor            | Schwunn, Schwan<br>(Pl.: Schwunnen, Schwanen)                     | D./F.    |
| Singschwan         | Cygnus cygnus          | Wëlle Schwunn, Wëlle Schwan<br>(Pl.: W. Schwunnen, W. Schwanen)   | D./F.    |
| Zwergschwan        | Cygnus bewickii        | Zwergschwunn, Zwergschwan<br>(Pl.: Zwergschwunnen, Zwergschwanen) | D./F.    |
| Rothalsgans        | Branta ruficollis      | Routhalsgäns                                                      | n.n.     |
| Ringelgans         | Branta bernicla        | Réngelgäns                                                        | n.n.     |
| Kanadagans         | Branta canadensis      | Kanadagäns                                                        | n.n.     |
| Weißwangengans     | Branta leucopsis       | Nonnegäns                                                         | n.n.     |
| Streifengans       | Anser indicus          | Sträifegäns                                                       | n.n.     |
| Saatgans (Wald-)   | Anser fabalis fabalis  | Taigamouergäns                                                    | M.       |
| Saatgans (Tundra-) | Anser fabalis rossicus | Tundramouergäns                                                   | M.       |
| Kurzschnabelgans   | Anser brachyrhynchus   | Kuerzschniewelgäns                                                | n.n.     |
| Zwerggans          | Anser erythropus       | Zwerggäns                                                         | n.n.     |
| Blässgans          | Anser albifrons        | Blessgäns                                                         | M.       |
| Graugans           | Anser anser            | Grogäns                                                           | n.n.     |
| Nilgans            | Alopochen aegyptiaca   | Nilgäns                                                           | n.n.     |
| Brandgans          | Tadorna tadorna        | Brandgäns                                                         | (H.W.)   |
| Rostgans           | Tadorna ferruginea     | Raschtgäns                                                        | n.n.     |
| Brautente          | Aix sponsa             | Brautint                                                          | n.n.     |
| Mandarinente       | Aix galericulata       | Mandarinint                                                       | n.n.     |
| Schnatterente      | Anas strepera          | Schnadderint                                                      | M.       |
| Pfeifente          | Anas penelope          | Päifint                                                           | n.n.     |
| Krickente          | Anas crecca            | Wanterint, Krickint                                               | M./n.n.  |
| Stockente          | Anas platyrhynchos     | Wëll Int, Stackint                                                | D.       |
| Spießente          | Anas acuta             | Spiissint                                                         | F.       |
| Knärente           | Anas querquedula       | Summerint, Knäckint                                               | RA./n.n. |
| Löffelente         | Anas clypeata          | Läffelint                                                         | M.       |
| Kolbenente         | Netta rufina           | Krounenint                                                        | M.       |
| Moorente           | Aythya nyroca          | Mouerint                                                          | n.n.     |
| Tafelente          | Aythya ferina          | Tafelint                                                          | M.       |
| Reiherente         | Aythya fuligula        | Reeërint                                                          | n.n.     |
| Bergente           | Aythya marila          | Biergint                                                          | n.n.     |
| Eiderente          | Somateria mollissima   | Eiderint                                                          | R.       |
| Eisente            | Clangula hyemalis      | Äisint                                                            | n.n.     |
| Trauerente         | Melanitta nigra        | Schwaarz Mierint                                                  | M.       |
| Samtente           | Melanitta fusca        | Brong Mierint                                                     | M.       |
| Schellente         | Bucephala clangula     | Schellint                                                         | F.       |
| Zwergsäger         | Mergellus albellus     | Kleng Seeër                                                       | n.n.     |
| Kappensäger        | Lophodytes cucullatus  | Kapeseeër                                                         | n.n.     |
| Gänsesäger         | Mergus merganser       | Grouse Seeër                                                      | n.n.     |
| Mittelsäger        | Mergus serrator        | Mëttelseeër                                                       | n.n.     |
| Wachtel            | Coturnix coturnix      | Wuechtel                                                          | D.       |
| Rothuhn            | Alectoris rufa         | Routhong                                                          | H.W.     |
| Fasan              | Phasianus colchicus    | Fasan                                                             | D.       |
| Rebhuhn            | Perdix perdix          | Feldhong                                                          | D.       |
| Haselhuhn          | Tetrastes bonasia      | Bëschhong                                                         | D.       |
| Birkhuhn           | Tetrao tetrix          | Bierkhong                                                         | F.       |

|                     |                           |                                                       |             |
|---------------------|---------------------------|-------------------------------------------------------|-------------|
| Zwergtaucher        | Tachybaptus ruficollis    | Däichelchen                                           | D.          |
| Haubentaucher       | Podiceps cristatus        | Hauwendaucher                                         | RA.         |
| Rothalstaucher      | Podiceps grisegena        | Routhalsdaucher                                       | n.n.        |
| Ohrentaucher        | Podiceps auritus          | Ouerendaucher                                         | n.n.        |
| Schwarzhalstaucher  | Podiceps nigricollis      | Schwarzhaltsdaucher                                   | n.n.        |
| Sternentaucher      | Gavia stellata            | Stärendaucher                                         | n.n.        |
| Prachtttaucher      | Gavia arctica             | Arkteschen Daucher                                    | n.n.        |
| Eistaucher          | Gavia immer               | Äisdaucher                                            | n.n.        |
| Gelbschnabeltaucher | Gavia adamsii             | Gielschnieweldaucher                                  | n.n.        |
| Wellenläufer        | Oceanodroma leucorhoa     | Welleleefeer                                          | n.n.        |
| Basstölpel          | Sula bassana              | Mierdëlpes                                            | H.W.        |
| Kormoran            | Phalacrocorax carbo       | Kormoran                                              | H.W.        |
| Krähenscharbe       | Phalacrocorax aristotelis | Hauwekormoran                                         | n.n.        |
| Sichler             | Plegadis falcinellus      | Brongen Ibis                                          | n.n.        |
| Löffler             | Platalea leucorodia       | Läffeler                                              | n.n.        |
| Rohrdommel          | Botaurus stellaris        | Grouss Dommel, Mouerochs                              | M.          |
| Zwergdommel         | Ixobrychus minutus        | Kleng Dommel                                          | M.          |
| Nachtreiher         | Nycticorax nycticorax     | Nuetsreeër                                            | M.          |
| Rallenreiher        | Ardeola ralloides         | Rallereeër                                            | n.n.        |
| Kuhreiher           | Bubulcus ibis             | Koureeër                                              | n.n.        |
| Silberreiher        | Casmerodius albus         | Grouse wäisse Reeër, Sëlwerreeër                      | n.n.        |
| Graureiher          | Ardea cinerea             | Groreeër                                              | D.          |
| Purpureiher         | Ardea purpurea            | Purpureeër                                            | n.n.        |
| Seidenreiher        | Egretta garzetta          | Kleng wäisse Reeër, Seidereeër                        | n.n.        |
| Schwarzstorch       | Ciconia nigra             | Schwaarze Stuerk, Schwaarze Storch<br>(Pl.: Storchen) | D./M.       |
| Weißstorch          | Ciconia ciconia           | Wäisse Stuerk, Wäisse Storch<br>(Pl.: Storchen)       | D./M.       |
| Fischadler          | Pandion haliaetus         | Fëschadler                                            | n.n.        |
| Bartgeier           | Gypaetus barbatus         | Baartgeier                                            | n.n.        |
| Schmutzgeier        | Neophron percnopterus     | Schmotzgeier                                          | n.n.        |
| Wespenbussard       | Pernis apivorus           | Harespelsfrësser                                      | M.          |
| Schlangenadler      | Circaetus gallicus        | Schlaangenadler                                       | M.          |
| Mönchsgeier         | Aegypius monachus         | Schwaarze Geier                                       | n.n.        |
| Gänsegeier          | Gyps fulvus               | Gänsegeier                                            | n.n.        |
| Schelladler         | Aquila clanga             | Schelladler                                           | n.n.        |
| Schreiadler         | Aquila pomarina           | Jäizadler                                             | M.          |
| Zwergadler          | Aquila pennata            | Zwergadler                                            | n.n.        |
| Steinadler          | Aquila chrysaetos         | Steenadler                                            | n.n.        |
| Steppenweihe        | Circus macrourus          | Steppenhénkeldéif, Steppewei                          | n.n.        |
| Kornweihe           | Circus cyaneus            | Wanterhénkeldéif, Wanterwei                           | (M.)/n.n.   |
| Wiesenweihe         | Circus pygargus           | Wisenhénkeldéif, Wisewei                              | (M.)/ME.    |
| Rohrweihe           | Circus aeruginosus        | Brongen Hénkeldéif, Brong Wei                         | (M.)/ME.    |
| Habicht             | Accipiter gentilis        | Huer, Héngerdéif                                      | D.          |
| Sperber             | Accipiter nisus           | Spréiwenhuer                                          | n.n.        |
| Rotmilan            | Milvus milvus             | Roude Schéierschwanz, Roude Milan                     | (D.)M./n.n. |
| Schwarzmilan        | Milvus migrans            | Schwaarze Schéierschwanz,<br>Schwaarze Milan          | M./n.n.     |
| Seedler             | Haliaeetus albicilla      | Séiadler                                              | M.          |
| Raufußbussard       | Buteo lagopus             | Nordesche Bussar, Gestiwwelte Bussar                  | n.n./(D.)   |
| Mäusebussard        | Buteo buteo               | Bussar                                                | (M.)/RA.    |
| Falkenbussard       | Buteo buteo vulpinus      | Steppebussar                                          | n.n.        |
| Merlin              | Falco columbarius         | Merlin                                                | n.n.        |

|                      |                         |                                    |         |
|----------------------|-------------------------|------------------------------------|---------|
| Rotfußfalke          | Falco vespertinus       | Routpattfallek                     | n.n.    |
| Baumfalke            | Falco subbuteo          | Bamfallek                          | RA.     |
| Wanderfalke          | Falco peregrinus        | Wanderfallek, Spuervull            | RA./D.  |
| Wüstenfalke          | Falco pelegrinoides     | Wüstefallek                        | n.n.    |
| Gerfalke             | Falco rusticolus        | Gerfallek                          | n.n.    |
| Lannerfalke          | Falco biarmicus         | Lannerfallek                       | n.n.    |
| Würgfalke            | Falco cherrug           | Sakerfallek                        | n.n.    |
| Turmfalke            | Falco tinnunculus       | Kréchel, Tuermfallek               | D./RA.  |
| Kranich              | Grus grus               | Krukert, Huergäns                  | D.      |
| Zwergtrappe          | Tetrax tetrax           | Kleng Trapp                        | F.      |
| Großtrappe           | Otis tarda              | Grouss Trapp                       | (D.)    |
| Wasserralle          | Rallus aquaticus        | Waasserrall                        | RA.     |
| Wachtelkönig         | Crex crex               | Wuechtelkinnek                     | D.      |
| Tüpfelsumpfhuhn      | Porzana porzana         | Getéppelt Rall, Parzeläinshéngchen | n.n./M. |
| Kleines Sumpfhuhn    | Porzana parva           | Kleng Rall                         | n.n.    |
| Zwergsumpfhuhn       | Porzana pusilla         | Zwergrall                          | n.n.    |
| Teichhuhn            | Gallinula chloropus     | Waasserhéngchen                    | (D.)/M. |
| Blässhuhn            | Fulica atra             | Blesshong                          | D.      |
| Triel                | Burhinus oediconemus    | Dril                               | H.W.    |
| Austernfischer       | Haematopus ostralegus   | Mierkréi                           | H.W.    |
| Säbelschnäbler       | Recurvirostra avosetta  | Säwelschniewel                     | H.W.    |
| Kiebitzregenpfeifer  | Pluvialis squatarola    | Sëlwerwakeleefer                   | n.n.    |
| Goldregenpfeifer     | Pluvialis apricaria     | Goldwakeleefer                     | n.n.    |
| Kiebitz              | Vanellus vanellus       | Piwitsch                           | (D.)/M. |
| Steppenkiebitz       | Vanellus gregarius      | Steppepiwitsch                     | n.n.    |
| Flussregenpfeifer    | Charadrius dubius       | Kleng Wakeleefer                   | D.      |
| Sandregenpfeifer     | Charadrius hiaticula    | Grouse Wakeleefer                  | n.n.    |
| Seeregelpfeifer      | Charadrius alexandrinus | Mierwakeleefer                     | n.n.    |
| Mornellregenpfeifer  | Charadrius morinellus   | Mornell                            | (M.)    |
| Regenbrachvogel      | Numenius phaeopus       | Kleng Broochvull                   | n.n.    |
| Großer Brachvogel    | Numenius arquata        | Grouse Broochvull, Schneppekinnek  | n.n./D. |
| Uferschnepfe         | Limosa limosa           | Wiseschneppe                       | n.n.    |
| Pfuhlschnepfe        | Limosa lapponica        | Pullschneppe                       | H.W.    |
| Waldschnepfe         | Scolopax rusticola      | Bëschschneppe                      | (D.)    |
| Zwergschnepfe        | Lymnocyrtus minimus     | Zwergschneppe, Daf Bekassinn       | n.n./D. |
| Doppelschnepfe       | Gallinago media         | Duebel Bekassinn                   | F.      |
| Bekassine            | Gallinago gallinago     | Bekassinn                          | D.      |
| Odinshühnchen        | Phalaropus lobatus      | Odinshéngchen                      | n.n.    |
| Thorshühnchen        | Phalaropus fulicarius   | Thorshéngchen                      | n.n.    |
| Flussuferläufer      | Actitis hypoleucos      | Uferleefer                         | n.n.    |
| Dunkler Wasserläufer | Tringa erythropus       | Donkele Waasserleefer              | n.n.    |
| Rotschenkel          | Tringa totanus          | Routpatt                           | M.      |
| Teichwasserläufer    | Tringa stagnatilis      | Kleng Gréngpatt                    | n.n.    |
| Grünschenkel         | Tringa nebularia        | Gréngpatt                          | M.      |
| Waldwasserläufer     | Tringa ochropus         | Bëschwaasserleefer                 | n.n.    |
| Bruchwasserläufer    | Tringa glareola         | Mouerwaasserleefer                 | n.n.    |
| Kampfäufer           | Philomachus pugnax      | Kampflefer, Wandmécher             | n.n./D. |
| Steinwälder          | Arenaria interpres      | Steeleefer                         | n.n.    |
| Knutt                | Calidris canutus        | Knutt                              | H.W.    |
| Sanderling           | Calidris alba           | Sanderleng                         | H.W.    |
| Zwergstrandläufer    | Calidris minuta         | Zwergsandleefer                    | n.n.    |

|                        |                                   |                           |         |
|------------------------|-----------------------------------|---------------------------|---------|
| Temminckstrandläufer   | <i>Calidris temminckii</i>        | Temmincksandleefer        | H.W.    |
| Graubruststrandläufer  | <i>Calidris melanotos</i>         | Grobroschtsandleefer      | n.n.    |
| Sichelstrandläufer     | <i>Calidris ferruginea</i>        | Séchelsandleefer          | n.n.    |
| Meerstrandläufer       | <i>Calidris maritima</i>          | Mierleefer                | n.n.    |
| Alpenstrandläufer      | <i>Calidris alpina</i>            | Alpesandleefer            | n.n.    |
| Schmarotzerraubmöwe    | <i>Stercorarius parasiticus</i>   | Parasitteskuua            | n.n.    |
| Falkenraubmöwe         | <i>Stercorarius longicaudus</i>   | Kleng Skua                | n.n.    |
| Spatelraubmöwe         | <i>Stercorarius pomarinus</i>     | Sibiresch Skua            | H.W.    |
| Skua                   | <i>Stercorarius skua</i>          | Skua                      | (H.W.)  |
| Dreizehenmöwe          | <i>Rissa tridactyla</i>           | Dräizéiweméiw             | H.W.    |
| Schwalbenmöwe          | <i>Xema sabini</i>                | Schmuewelsméiw            | n.n.    |
| Zwergmöwe              | <i>Hydrocoloeus minutus</i>       | Zwergméiw                 | n.n.    |
| Lachmöwe               | <i>Larus ridibundus</i>           | Laachméiw                 | (M.)    |
| Schwarzkopfmöwe        | <i>Larus melanocephalus</i>       | Schwaarzkappméiw          | n.n.    |
| Sturmmöwe              | <i>Larus canus</i>                | Stuermméiw                | n.n.    |
| Mantelmöwe             | <i>Larus marinus</i>              | Mantelméiw                | (M.)    |
| Silbermöwe             | <i>Larus argentatus</i>           | Sëlwerméiw                | (M.)    |
| Mittelmeermöwe         | <i>Larus michahellis</i>          | Mëttelmierméiw            | n.n.    |
| Steppenmöwe            | <i>Larus cachinnans</i>           | Steppéméiw                | n.n.    |
| Heringsmöwe            | <i>Larus fuscus</i>               | Kleng Mantelméiw          | (M.)    |
| Zwergseeschwalbe       | <i>Sternula albifrons</i>         | Zwergséischmuewel         | n.n.    |
| Lachseeschwalbe        | <i>Gelochelidon nilotica</i>      | Laachséischmuewel         | n.n.    |
| Raubseeschwalbe        | <i>Hydroprogne caspia</i>         | Kaspesch Séischmuewel     | n.n.    |
| Weißbart-Seeschwalbe   | <i>Chlidonias hybrida</i>         | Wäissbaartséischmuewel    | n.n.    |
| Weißflügel-Seeschwalbe | <i>Chlidonias leucopterus</i>     | Wäisslilleksséischmuewel  | n.n.    |
| Trauerseeschwalbe      | <i>Chlidonias niger</i>           | Schwaarz Séischmuewel     | n.n.    |
| Brandseeschwalbe       | <i>Sterna sandvicensis</i>        | Mierséischmuewel          | n.n.    |
| Flussseeschwalbe       | <i>Sterna hirundo</i>             | Flossséischmuewel         | n.n.    |
| Küstenseeschwalbe      | <i>Sterna paradisaea</i>          | Arktesch Séischmuewel     | n.n.    |
| Straßentaube           | <i>Columba livia f. domestica</i> | Hausdauf                  | D.      |
| Hohltaube              | <i>Columba oenas</i>              | Kleng Bëschdauf, Hueldauf | D.      |
| Ringeltaube            | <i>Columba palumbus</i>           | Grouss Bëschdauf          | (D.)    |
| Türkentaube            | <i>Streptopelia decaocto</i>      | Tierkendauf               | (H.W.)  |
| Turteltaube            | <i>Streptopelia turtur</i>        | Duerteldauf               | D.      |
| Halsbandsittich        | <i>Psittacula krameri</i>         | Kollisperruche            | n.n.    |
| Kuckuck                | <i>Cuculus canorus</i>            | Guckuck                   | D.      |
| Schleiereule           | <i>Tyto alba</i>                  | Tuermeil, Schleiereil     | D./M.   |
| Raufußkauz             | <i>Aegolius funereus</i>          | Kazekapp                  | (F.)    |
| Steinkauz              | <i>Athene noctua</i>              | Steekauz, Steekäizchen    | ME./RA. |
| Sperbereule            | <i>Surnia ulula</i>               | Gesträiften Eil           | n.n.    |
| Sperlingskauz          | <i>Glaucidium passerinum</i>      | Butzege Käizchen          | n.n.    |
| Zwergohreule           | <i>Otus scops</i>                 | Zwerghuereil              | n.n.    |
| Waldohreule            | <i>Asio otus</i>                  | Bëschheil, Huereil        | n.n./D. |
| Sumpfohreule           | <i>Asio flammeus</i>              | Broocheil                 | M.      |
| Uhu                    | <i>Bubo bubo</i>                  | Uhu                       | F.      |
| Schneeeule             | <i>Bubo scandiacus</i>            | Schnéieil                 | F.      |
| Waldkauz               | <i>Strix aluco</i>                | Bëschkauz                 | RA.     |
| Ziegenmelker           | <i>Caprimulgus europaeus</i>      | Fléimouk                  | D.      |
| Mauersegler            | <i>Apus apus</i>                  | Leeëndecker               | D.      |
| Blauracke              | <i>Coracias garrulus</i>          | Bloe Rackert              | n.n.    |
| Eisvogel               | <i>Alcedo atthis</i>              | Äisvull                   | D.      |

|                        |                                |                                        |          |
|------------------------|--------------------------------|----------------------------------------|----------|
| Bienenfresser          | <i>Merops apiaster</i>         | Beiefresser                            | M.       |
| Wiedehopf              | <i>Upupa epops</i>             | Mitock                                 | D.       |
| Wendehals              | <i>Jynx torquilla</i>          | Dréihälschen                           | D.       |
| Grauspecht             | <i>Picus canus</i>             | Groe Spiecht                           | D.       |
| Grünspecht             | <i>Picus viridis</i>           | Grénge Spiecht                         | D.       |
| Schwarzspecht          | <i>Dryocopus martius</i>       | Schwaarze Spiecht                      | F.       |
| Buntspecht             | <i>Dendrocopos major</i>       | Bontspecht                             | R.       |
| Mittelspecht           | <i>Dendrocopos medius</i>      | Möttelspecht                           | R.       |
| Kleinspecht            | <i>Dryobates minor</i>         | Kleng Spiecht                          | D.       |
| Pirol                  | <i>Oriolus oriolus</i>         | Piroul, Goldmärel                      | R./D.    |
| Rotkopfwürger          | <i>Lanius senator</i>          | Rouden Neimäerder                      | D.       |
| Schwarzstirnwürger     | <i>Lanius minor</i>            | Kleng groen Neimäerder                 | (M.)     |
| Neuntöter              | <i>Lanius collurio</i>         | Klengen Neimäerder                     | D.       |
| Raubwürger             | <i>Lanius excubitor</i>        | Grousse groen Neimäerder               | (D.)     |
| Elster                 | <i>Pica pica</i>               | Kréi                                   | D.       |
| Eichelhäher            | <i>Garrulus glandarius</i>     | Maarkollef                             | D.       |
| Tannenhäher            | <i>Nucifraga caryocatactes</i> | Nëssknacker                            | F.       |
| Dohle                  | <i>Coloeus monedula</i>        | Steekueb                               | M.       |
| Saatkrähe              | <i>Corvus frugilegus</i>       | Hierschtkueb                           | D.       |
| Rabenkrähe             | <i>Corvus corone</i>           | Bëschkueb                              | (D.)     |
| Nebelkrähe             | <i>Corvus cornix</i>           | Groe Kueb                              | D.       |
| Kolkrabe               | <i>Corvus corax</i>            | Ramm                                   | D.       |
| Beutelmeise            | <i>Remiz pendulinus</i>        | Beidelmees                             | ME.      |
| Blaumeise              | <i>Parus caeruleus</i>         | Blomees                                | D.       |
| Kohlmeise              | <i>Parus major</i>             | Schielmees                             | D.       |
| Haubenmeise            | <i>Parus cristatus</i>         | Hauwemees                              | RA.      |
| Tannenmeise            | <i>Parus ater</i>              | Dännemees                              | H.W.     |
| Sumpfmeise             | <i>Parus palustris</i>         | Gro Mees                               | D.       |
| Weidenmeise            | <i>Parus montanus</i>          | Weidemees                              | M.       |
| Kalanderlerche         | <i>Melanocorypha calandra</i>  | Kalanderléierchen                      | R.       |
| Haubenlerche           | <i>Galerida cristata</i>       | Hauweléierchen                         | R.       |
| Heidelerche            | <i>Lullula arborea</i>         | Bëschléierchen, Muedeléinchen          | D./(W.)  |
| Feldlerche             | <i>Alauda arvensis</i>         | Léierchen, Léiweckelchen               | D.       |
| Ohrenlerche            | <i>Eremophila alpestris</i>    | Ouereléierchen                         | n.n.     |
| Uferschwalbe           | <i>Riparia riparia</i>         | Grondschmuewel, Sandschmuewel          | D./n.n.  |
| Rauchschwalbe          | <i>Hirundo rustica</i>         | Stallschmuewel, Schaarschtechschmuewel | RA./D.   |
| Rötelschwalbe          | <i>Cecropis daurica</i>        | Roudelzeg Schmuewel                    | n.n.     |
| Mehlschwalbe           | <i>Delichon urbicum</i>        | Hausschmuewel, Fënsterschmuewel        | RA./D.   |
| Bartmeise              | <i>Panurus biarmicus</i>       | Baartmees                              | M.       |
| Schwanzmeise           | <i>Aegithalos caudatus</i>     | Schwanzmees                            | D.       |
| Seidensänger           | <i>Cettia cetti</i>            | Seidesänger                            | n.n.     |
| Waldlaubsänger         | <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | Bliedervillchen                        | D.       |
| Berglaubsänger         | <i>Phylloscopus bonelli</i>    | Bonellibliedervillchen                 | n.n.     |
| Dunkellaubsänger       | <i>Phylloscopus fuscatus</i>   | Donkele Bliedervillchen                | n.n.     |
| Fitis                  | <i>Phylloscopus trochilus</i>  | Fittis                                 | (R.)     |
| Zilpzalp               | <i>Phylloscopus collybita</i>  | Zillzapp                               | (D.)/RA. |
| Goldhähnchenlaubsänger | <i>Phylloscopus proregulus</i> | Pallasbliedervillchen                  | n.n.     |
| Gelbbraunenlaubsänger  | <i>Phylloscopus inornatus</i>  | Sibiresche Bliedervillchen             | n.n.     |
| Feldschwirl            | <i>Locustella naevia</i>       | Schwirrel                              | R.       |
| Schlagschwirl          | <i>Locustella fluviatilis</i>  | Flossschwirrel                         | n.n.     |
| Rohrschwirl            | <i>Locustella luscinioides</i> | Lëtcheschwirrel                        | n.n.     |

|                    |                            |                                         |          |
|--------------------|----------------------------|-----------------------------------------|----------|
| Mariskenrohrsänger | Acrocephalus melanopogon   | Donkele Jäizert                         | n.n.     |
| Seggenrohrsänger   | Acrocephalus paludicola    | Dachskäppchen                           | M.       |
| Schilfrohrsänger   | Acrocephalus schoenobaenus | Gesträifte Jäizert                      | R.       |
| Buschrohrsänger    | Acrocephalus dumetorum     | Heckejäizert                            | n.n.     |
| Sumpfrohrsänger    | Acrocephalus palustris     | Suppejäizert                            | n.n.     |
| Teichrohrsänger    | Acrocephalus scirpaceus    | Kleng Jäizert                           | M.       |
| Feldrohrsänger     | Acrocephalus agricola      | Feldjäizert                             | n.n.     |
| Drosselrohrsänger  | Acrocephalus arundinaceus  | Grouse Jäizert                          | D.       |
| Buschspötter       | Hippolais caligata         | Heckesproochmates                       | n.n.     |
| Gelbspötter        | Hippolais icterina         | Giele Sproochmates                      | (R.)     |
| Orpheusspötter     | Hippolais polyglotta       | Orpheussproochmates                     | n.n.     |
| Mönchsgrasmücke    | Sylvia atricapilla         | Schwaarz Graatsch                       | n.n.     |
| Gartengrasmücke    | Sylvia borin               | Gaardegraatsch                          | RA.      |
| Sperbergrasmücke   | Sylvia nisoria             | Gesträifte Graatsch                     | n.n.     |
| Orpheusgrasmücke   | Sylvia hortensis           | Orpheusgraatsch                         | n.n.     |
| Klappergrasmücke   | Sylvia curruca             | Babbelgraatsch, Möllerchen              | n.n./F.  |
| Dorngrasmücke      | Sylvia communis            | Heckegraatsch                           | D.       |
| Wintergoldhähnchen | Regulus regulus            | Dommendék                               | D.       |
| Sommegoldhähnchen  | Regulus ignicapilla        | Feierkäppchen                           | RA.      |
| Seidenschwanz      | Bombicilla garrulus        | Peschtvull, Seideschwanz                | F.       |
| Mauerläufer        | Tichodroma muraria         | Mauerleefer                             | (M.)     |
| Kleiber            | Sitta europaea             | Kuesleefer                              | F.       |
| Waldbaumläufer     | Certhia familiaris         | Bëschbamleefer                          | R.       |
| Gartenbaumläufer   | Certhia brachydactyla      | Gaardebamleefer                         | R.       |
| Zaunkönig          | Troglodytes troglodytes    | Maiskinnek, Zonkebutz                   | D./F.    |
| Star               | Sturnus vulgaris           | Spréif                                  | D.       |
| Wasserramsel       | Cinclus cinclus            | Waassermärel                            | D.       |
| Misteldrossel      | Turdus viscivorus          | Läischter, Mëspeldréischel              | D./n.n.  |
| Ringdrossel        | Turdus torquatus           | Réngmärel                               | n.n.     |
| Amsel              | Turdus merula              | Märel                                   | D.       |
| Wacholderdrossel   | Turdus pilaris             | Jackert                                 | D.       |
| Singdrossel        | Turdus philomelos          | Dréischel                               | D.       |
| Rotdrossel         | Turdus iliacus             | Routdréischel                           | n.n.     |
| Grauschnäpper      | Muscicapa striata          | Groe Méckefänkert                       | M.       |
| Zwergschnäpper     | Ficedula parva             | Kleng Méckefänkert                      | n.n.     |
| Trauerschnäpper    | Ficedula hypoleuca         | Schwaarze Méckefänkert                  | M.       |
| Halsbandschnäpper  | Ficedula albicollis        | Kollisméckefänkert                      | n.n.     |
| Blaumerle          | Monticola solitarius       | Blo Steemärel                           | n.n.     |
| Steinrötel         | Monticola saxatilis        | Rout Steemärel                          | n.n.     |
| Braunkehlchen      | Saxicola rubetra           | Brongbrëschtchen                        | RA.      |
| Schwarzkehlchen    | Saxicola rubicola          | Schwarzbrëschtchen, Jodeck              | RA./D.   |
| Rotkehlchen        | Erithacus rubecula         | Routbrëschtchen                         | D.       |
| Sprosser           | Luscinia luscinia          | Nordes Nuechtegailchen                  | n.n.     |
| Nachtigall         | Luscinia megarhynchos      | Nuechtegailchen                         | D.       |
| Blaukehlchen       | Luscinia svecica           | Blobrëschtchen                          | D.       |
| Hausrotschwanz     | Phoenicurus ochruros       | Hausroutschwanz                         | M.       |
| Gartenrotschwanz   | Phoenicurus phoenicurus    | Gaarderoutschwanz                       | (R.)/RA. |
| Steinschmätzer     | Oenanthe oenanthe          | Broochschësser                          | D.       |
| Alpenbraunelle     | Prunella collaris          | Alpenheckeschlëffer, Alpenheckestëisser | n.n.     |
| Heckenbraunelle    | Prunella modularis         | Heckeschlëffer, Heckestëisser           | n.n./D.  |
| Bergbraunelle      | Prunella montanella        | Bierheckeschlëffer, Bierheckestëisser   | n.n.     |

|                       |                                  |                                     |          |
|-----------------------|----------------------------------|-------------------------------------|----------|
| Hausesperling         | <i>Passer domesticus</i>         | Hausspatz                           | (D.)/RA. |
| Feldesperling         | <i>Passer montanus</i>           | Feldspatz                           | D.       |
| Schneesperling        | <i>Montifringilla nivalis</i>    | Schnéifénk                          | (H.W.)   |
| Spornpieper           | <i>Anthus richardi</i>           | Grouse Piipsert                     | M.       |
| Brachpieper           | <i>Anthus campestris</i>         | Broochpiipsert                      | M.       |
| Baumpieper            | <i>Anthus trivialis</i>          | Bampiipsert                         | M.       |
| Wiesenpieper          | <i>Anthus pratensis</i>          | Wisepiipsert                        | M.       |
| Rotkehlpieper         | <i>Anthus cervinus</i>           | Roude Piipsert                      | M.       |
| Bergpieper            | <i>Anthus spinoletta</i>         | Waaserpiipsert                      | M.       |
| Gebirgsstelze         | <i>Motacilla cinerea</i>         | Wanterpanewippchen                  | (D.)     |
| Wiesenschafstelze     | <i>Motacilla flava</i>           | Wisepanewippchen                    | n.n.     |
| Gelbkopf-Schafstelze  | <i>Motacilla flavissima</i>      | Englesche Panewippchen              | n.n.     |
| Maskenschafstelze     | <i>Motacilla feldegg</i>         | Balkanpanewippchen                  | n.n.     |
| Thunbergschaftselze   | <i>Motacilla thunbergi</i>       | Nordesche Panewippchen              | n.n.     |
| Bachstelze            | <i>Motacilla alba</i>            | Panewippchen                        | D.       |
| Trauerbachstelze      | <i>Motacilla yarellii</i>        | Schwaarze Panewippchen              | n.n.     |
| Buchfink              | <i>Fringilla coelebs</i>         | Poufank                             | D.       |
| Bergfink              | <i>Fringilla montifringilla</i>  | Nordesche Poufank, Éisleker Poufank | n.n./D.  |
| Kernbeißer            | <i>Coccothraustes coccothr.</i>  | Kiischteknäppchen                   | D.       |
| Gimpel                | <i>Pyrrhula pyrrhula</i>         | Pillo                               | (D.)     |
| Karmingimpel          | <i>Carpodacus erythrinus</i>     | Roude Pillo                         | n.n.     |
| Girlitz               | <i>Serinus serinus</i>           | Girrelitz                           | n.n.     |
| Bindenkreuzschnabel   | <i>Loxia leucoptera</i>          | Wäissbandkräizschniewel             | n.n.     |
| Kiefernkreuzschnabel  | <i>Loxia pytyopsittacus</i>      | Décke Kräizschniewel                | n.n.     |
| Fichtenkreuzschnabel  | <i>Loxia curvirostra</i>         | Kräizschniewel                      | F.       |
| Grünfink              | <i>Carduelis chloris</i>         | Grénge Fénk                         | n.n.     |
| Stieglitz             | <i>Carduelis carduelis</i>       | Déchtelpéckchen                     | F.       |
| Erlenzeisig           | <i>Carduelis spinus</i>          | Gréngen Zeisel                      | (D.)/RA. |
| Bluthänfling          | <i>Carduelis cannabina</i>       | Fluessfénk                          | (D.)/RA. |
| Berghänfling          | <i>Carduelis flavirostris</i>    | Nordesche Fluessfénk                | n.n.     |
| Birkenzeisig (Alpen-) | <i>Carduelis flammea cabaret</i> | Rouden Zeisel                       | n.n.     |
| Birkenzeisig (Taiga-) | <i>Carduelis flammea flammea</i> | Nordesche rouden Zeisel             | n.n.     |
| Polarbirkenzeisig     | <i>Carduelis hornemanni</i>      | Arkteschen Zeisel                   | n.n.     |
| Spornammer            | <i>Calcarius lapponicus</i>      | Lapplandmësch                       | n.n.     |
| Schneeammer           | <i>Calcarius nivalis</i>         | Schnéimësch                         | n.n.     |
| Graumammer            | <i>Emberiza calandra</i>         | Gro Mësch                           | RA.      |
| Goldammer             | <i>Emberiza citrinella</i>       | Gielemännchen, Giel Mësch           | D./n.n.  |
| Zaunammer             | <i>Emberiza cirius</i>           | Zonkmësch                           | RA.      |
| Zippammer             | <i>Emberiza cia</i>              | Zippmësch                           | n.n.     |
| Ortolan               | <i>Emberiza hortulana</i>        | Ortolan                             | (M.)     |
| Rohammer              | <i>Emberiza schoeniclus</i>      | Weidemësch                          | D.       |
| Zwergammer            | <i>Emberiza pusilla</i>          | Zwergmësch                          | n.n.     |

# Index der wissenschaftlichen Namen

## A

Acrocephalus agricola 55  
Acrocephalus melanopogon 55  
Acrocephalus paludicola 36  
Aix sponsa 57  
Angelica sylvestris 43  
Anser anser 48  
Anthus cervinus 56  
Ardeola ralloides 48  
Arenaria interpres 53  
Aythya ferina 48

## B

Bubulcus ibis 48  
Buteo buteo vulpinus 50  
Buteo lagopus 51

## C

Calidris temminckii 53  
Carpodacus erythrinus 57  
Cettia cetti 54  
Charadrius morinellus 53  
Chlidonias hybrida 54  
Ciconia ciconia 49, 53  
Circaetus gallicus 49  
Circus macrourus 49  
Cirsium arvense 43  
Coturnix coturnix 57  
Cygnus columbianus 48

## E

Emberiza cia 57  
Emberiza cirrus 57  
Emberiza hortulana 57  
Emberiza schoeniclus 36  
Epilobium hirsutum 43

## F

Falco peregrinus 57  
Falco subbuteo 57  
Fringilla coelebs africana 56

## G

Gallinula chloropus 23  
Gavia stellata 48  
Gypaetus barbatus 57  
Gyps fulvus 49

## H

Hippoboscus caligata 56  
Hypericum perforatum 43

## L

Larus argentatus 53  
Larus fuscus 54  
Larus michahellis 53  
Loxia leucoptera 57

## M

Melanitta fusca 48  
Merops apiaster 54  
Motacilla feldegg 56

## N

Nycticorax nycticorax 49

## P

Phragmites australis 43  
Phylloscopus fuscatus 55  
Phylloscopus inornatus 55  
Platalea leucorodia 48  
Plegadis 48  
Plegadis falcinellus 48  
Podiceps auritus 48  
Podiceps cristatus 23, 29, 32, 60  
Podiceps cristatus australis 30  
Podiceps grisegena 23  
Podiceps nigricollis 29, 32, 48  
Podiceps nigricollis californicus 30  
Podiceps nigricollis nigricollis 30  
Podiceps occipitalis 29, 32  
Porzana pusilla 53

## R

Rumex alpinus 43  
Rumex hydrolapathum 43

## S

Sterna sandvicensis 54  
Sylvia nisoria 56

## T

Tachybaptus ruficollis 1, 14