

RESEARCH PAPER

Received 2 September 2024 | 12 February 2025, 31 March 2025 | 31 March 2025
Editor: Anouschka R. Hof

The occurrence and breeding success of Red-throated Loon *Gavia stellata* and Black-throated Loon *Gavia arctica* in the vicinity of land-based wind turbines

Smålommens Gavia stellata och storlommens Gavia arctica förekomst och häckningsframgång i närområdet kring landbaserade vindkraftverk

Mats O. G. Eriksson 

Tommeredsvägen 23, 437 92 Lindome, Sweden | eriksson.tommered@telia.com



FOR LOONS (Gaviidae), there is good evidence of long-term displacement around offshore wind farms on wintering grounds, but studies of any impact on either Red-throated Loon *Gavia stellata* or Black-throated Loon *Gavia arctica* from land-based wind turbines are scarce. Current recommendations, based on best available knowledge, are not to locate wind turbines closer than 1 km from breeding sites, and for Red-throated Loon also to avoid locating turbines on the flight routes between breeding pools and foraging waters. These recommendations sometimes necessitate substantial modifications during the planning of a wind farm. To study their relevance, pairwise comparisons of the occupation of breeding lakes and breeding success before and after the start of operation were done. For Red-throated Loon, impaired breeding performance was indicated, and ideally the recommendations should be extended not to locate wind turbines within 2 km from breeding sites. For Black-throated Loon, there were no indications of impact, but the results are not entirely conclusive as they rest on data from a small number of breeding sites. Thus, a cautionary approach should be applied. We need further knowledge about impact related future large-scale wind farms and long-term impact over at least one generation after start of operation.

Keywords: diver | breeding performance | wind farm | population management | Gaviidae

Citation: Eriksson MOG. 2025. The occurrence and breeding success of Red-throated Loon *Gavia stellata* and Black-throated Loon *Gavia arctica* in the vicinity of land-based wind turbines. *Ornis Svecica* 35: 64–88. <https://doi.org/10.34080/os.v35.26492>. **Copyright:** © 2025 the author(s). This is an open access article distributed under the [CC BY 4.0 license](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which allows unrestricted use and redistribution, provided that the original author(s) and source are credited.

Introduction

There is a consensus that wind energy will play a key function in the future energy supply when phasing out fossil energy sources. At the same time wind farm development needs to be adapted to other aspects of equal importance for climate adaptation, such as biodiversity, as well as a wide range of values linked to, for instance, nature and cultural heritage. Potential risks for birds and bats were identified quite early during the introduction of modern wind power (Langston & Pullan 2003). Ever since, the general approach has been to identify impacts with reference to collision injury and mortality, disturbance leading to displacement and functional habitat loss, and barrier effects (Drewitt & Langston 2006, Perrow 2017). A synthesis with focus on the Swedish context was published by The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) in 2012 (Rydell et al. 2012), with an updated version in 2017 (Rydell et al. 2017).

Species-specific research on impacts of land-based or onshore wind farms on birds at their breeding sites in the Nordic countries have included *inter alia* White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla*, Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and Western Capercaillie *Tetrao urogallus*. Studies of coastal breeding White-tailed Eagles in Norway and Finland indicated a lowered breeding performance with closer distance to wind turbines, related to mortality and displacement (Dahl et al. 2012, Balotare-Chiebao et al. 2017). In Sweden, extensive studies of habitat selection, home range and dispersal patterns by Golden Eagle have been carried out, in order to provide recommendations for the adequate localisation of wind farms (Hipkiss et al. 2013, Singh et al. 2017). For Western Capercaillie, long-term displacement and functional habitat loss up to a distance of more than 800 m from wind turbines was confirmed in a project including study sites in Germany, Austria and Sweden (Taubmann et al. 2021). A Swedish investigation of bird mortality in forest landscapes indicated an overall low risk. Carcasses were found from 32 species, with a 40% dominance of Common Swift *Apus apus*, Common Wood Pigeon *Columba palumbus* and Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola* (Pettersson et al. 2024).

Loons (Gaviidae), also known as divers, are connected to aquatic habitats and predominantly piscivorous, breeding in freshwater bodies and wintering in marine habitats. Two of the world's five species, Red-throated Loon *Gavia stellata* and Black-throated

Loon *Gavia arctica*, are wide-spread in northern Europe, with a majority of the breeding populations in Finland, Sweden and Norway, as can be concluded from Keller et al. (2020). A main difference is that the Black-throated Loon breeds primarily in fairly large clear-water lakes and that the chicks mostly are fed by fish caught in the breeding lake, while the Red-throated Loon breeds at small water-bodies, often <1 ha and without fish; the chicks being fed with fish brought by the parents from surrounding clear-water lakes, or the sea for coastal breeding pairs.

Comprehensive studies of the vulnerability to onshore wind farms, covering several species and based on the assessment of, amongst others, life-history traits and collision rates, yield contradictory results with reference to the loons. An assessment, including 9,538 bird species and 888 bat species world-wide, indicated low vulnerability to collision mortality (Thaxter et al. 2017). However, in an overview study including 214 of the circa 240 bird species breeding in Finland, using an index including life history parameters such as life span, annual reproduction and age at first reproduction (Balotare-Chiebao et al. 2021), both Red-throated Loon and Black-throated Loon were quite highly ranked with reference to fatality risk (26 and 38, respectively) but medium-ranked (137 and 147, respectively) for indirect risk related to e.g. functional habitat loss. A likely reason for the divergent results is that the Finnish study reflected life-history traits, rather than knowledge acquired in species-specific studies. With respect to loons this means that they are long-lived, mature late, and lay few eggs, making them susceptible to additional adult mortality (Saether & Bakke 2000, Stahl & Oli 2006).

However, current information indicates that the risk of collision with land-based wind turbines is small. No loons were found in a standardised search for injured birds at Smøla, on the Atlantic coast of Norway, with a total of 68 turbines (Bevanger et al. 2010), nor at Storrun in the County of Jämtland in Sweden, with 12 turbines in alpine habitat above the treeline (Falkdalen et al. 2013), nor at Cour Wind Farm in Kintyre, Scotland, comprising ten wind turbines (Dewar & Lawrence 2023). Furthermore, no injured loons were found in any of 15 post-operation studies that searched for killed birds that are listed in the SEPA synthesis of 2017 (Table A 4.3 in Rydell et al. 2017), neither in a more recent investigation of bird mortality during the breeding season at another

15 wind farms in forest landscapes in various parts of Sweden during 2021–2023 (Pettersson *et al.* 2024). At least five of the wind farms included in this study were located in regions with Red-throated Loon and 12 of them in regions with Black-throated Loon.

The conclusion of low fatality risk was further supported in a review of avoidance rates by Red-throated Loons at onshore wind farms in Scotland (Furness 2015). Post-operation monitoring including mapping of flight routes by five Red-throated Loon pairs breeding close (<1 km) from turbines at two wind farms in Sweden indicated that the birds avoided the turbines, and one of the pairs regularly passed in a gap of circa 580 m between two turbines (Pettersson 2018, 2020).

For the Red-throated Loon, displacement around land-based wind farms has been reported from the Orkney Islands but considered to be potentially controllable by adjusting the location of turbines and avoiding flight routes between breeding sites and foraging waters (Meek 2007). Before–after comparisons in connection with the development of the above-mentioned wind farms at Smöla and Storrún indicated that Red-throated Loons may avoid breeding sites nearby after the start of operation (Halley & Hopshaug 2007, Falkdalen *et al.* 2013), but the studies included only three and one loon pairs, respectively. At Cour Wind Farm, with three water-bodies located within 1 km of the nearest turbines, presence of Red-throated Loon was recorded each year during pre-operation monitoring in 2007–2009 (with one breeding attempt), but no Black-throated Loons were seen. After start of operation in 2016, both species were recorded on all the three waterbodies, with breeding in single years during the period 2016–2020 (Dewar & Lawrence 2023).

In contrast, there is good evidence that Red-throated Loons spending the winter in marine habitats avoid areas around offshore wind farms, with a strong and long-term displacement effect recorded up to at least 5 km and still identifiable up to around 15 km (Fox & Petersen 2019, Mendel *et al.* 2019, Heinänen *et al.* 2020, Garthe *et al.* 2023). As a consequence, the risk of collision has been judged to be low.

For both the Red-throated Loon and the Black-throated Loon, current Swedish guidelines recommend avoiding building wind turbines within a distance of

1 km from the breeding sites, and for the Red-throated Loon to also avoid the flight routes between breeding sites and foraging waters (Rydell *et al.* 2017). These guidelines have also been adopted in the wind energy policy by BirdLife Sweden, <https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/2023/12/Riktlinjer-BirdLife-Sverige-Vindkraft-231203.pdf>. The recommendations originate from locational guidance of onshore wind farms in Scotland (Bright *et al.* 2006, 2008) and they are based on general knowledge of the two species' behaviour and sensitivity to disturbance, since direct information about impact from wind turbines was lacking. Considering that the application of these recommendations sometimes may lead to quite extensive adaptations during the design of a wind farm, a more certain assessment of the relevance of the 1-km recommendation is desirable.

Projekt Lom (<https://projektlom.birdlife.se/>) is a network of volunteers under the umbrella of BirdLife Sweden, that has carried out annual assessments of the breeding performance by Red-throated Loon and Black-throated Loon in Sweden since 1994 (Eriksson 2019). Primarily based on this material, updated until and including 2024, this study is an attempt to assess the occurrence and breeding performance by the two loon species at breeding sites with wind turbines in the vicinity.

Material and methods

BREEDING POOLS AND LAKES INCLUDED IN THE STUDY

The breeding sites were located across the country in coniferous woodland landscapes dominated by Norway spruce *Picea abies* and Scots pine *Pinus sylvestris*, interspersed with mires and oligotrophic freshwater lakes. Their approximate location is shown in Figure 1, with site-specific details given in Appendices 1 and 2. The seemingly aggregated distribution reflected only the location of breeding sites with information that met the requirements for this study. Sites in the surroundings of the same wind farm were handled as independent units. Thus, the number of breeding sites was higher than the number of wind farms under study, for both species.

Two criteria should be met in order to include a breeding site in the study:

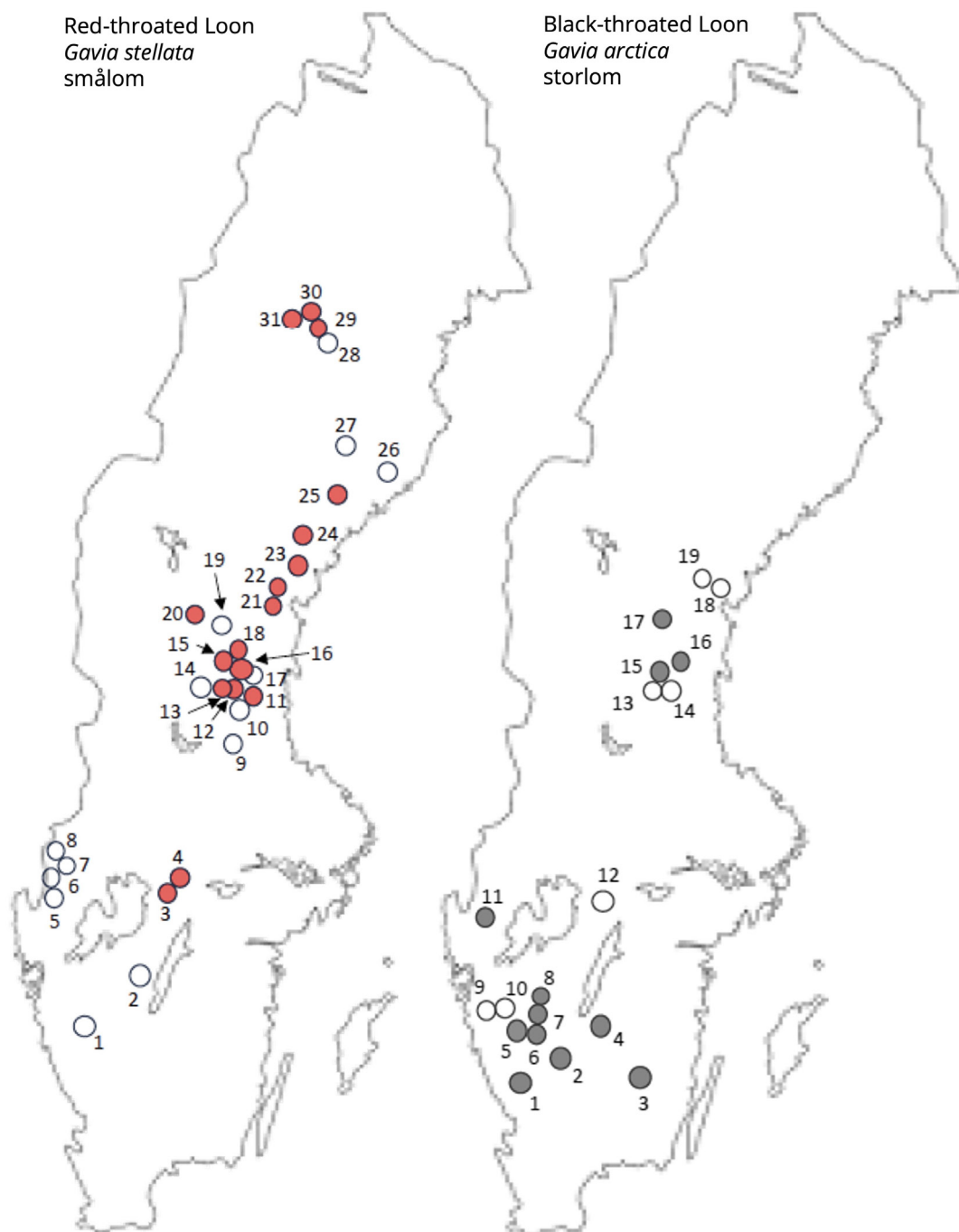


FIGURE 1. The approximate location of breeding pools for Red-throated Loon *Gavia stellata* (red; left) and breeding lakes for Black-throated Loon *Gavia arctica* (grey; right) included in this study. Unfilled circles refer to pools or lakes with information only about occupancy by stationary pairs, i.e. no information on breeding success. Site numbers refer to Appendices 1 and 2.

— Ungefärligt läge av häckningstjärnar för smålom *Gavia stellata* (vänster) och häckningssjöar för storlom *Gavia arctica* (höger) som ingår i undersökningen. Ofyllda cirklar avser tjärnar och sjöar med information enbart om närvaro av stationära par, dvs. utan uppgift om häckningsframgång. Platsnumreringen avser appendix 1 och 2.

- There should be at least one wind turbine within 5 km of the pool or lake, distance being selected based on the assumption that no impact should be expected at longer distances.
- There should be information available about the occupancy of loons or the breeding result for at least one year before and one year after the start of operation, to make it possible to do a before–after comparison.

With this approach, the study included 31 breeding pools for Red-throated Loon with 20 wind farms located within 5 km, and 19 breeding lakes for Black-throated Loon with 15 wind farms within 5 km. As the surroundings of some wind farms included breeding sites for both species, the total number of farms was 26 with 2–58 turbines each (median = 10), i.e., most of them were small. Operation of the wind farms started between 2010 and 2022.

FIELD SURVEYS IN ORDER TO ASSESS POOL OCCUPANCY AND REPRODUCTION

The field surveys were designed to accurately assess any presence of a stationary and thus potentially breeding pair, and the breeding success. The criterion for deciding whether a stationary pair was present or absent in a particular year was whether paired birds were seen at least twice with an interval of a minimum of 15 days between two observations, unless breeding could be confirmed with records of eggs, incubating birds, or pre-fledged chicks. Searches for nests were not done, primarily in order to reduce disturbance and risks of failure.

In general, 2–4 visits at each breeding site were required for a reliable assessment. The first visit during each season was done before or during the nesting period in May–June, in order to reduce the risk of biased estimates due to undetected but failed breeding attempts. The timing of the last visit at each site was adjusted in order to follow the survival of chicks until they were classified as large-sized, being more than half of the length of an adult parent bird and under the assumption that the probability of being fledged was high, or until the absence of chicks was confirmed.

At each field visit, notes were taken about the number of birds and how they appeared (alone, in a pair or any other constellations), indications of breeding (nest, eggs or incubation), and any chicks and their length

relative to the adult birds. Visits when no birds were seen were also reported. More detailed information about the methods used for the field surveys is found at the web site of Projekt Lom: https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/sites/30/2025/03/Rapportan_dledning-version-2025.pdf.

The following assessments were done, based on the field surveys:

- *Occupancy of breeding pools and breeding lakes:* Presence of a stationary pair was assessed for each site, for each year, with accurate information for such an assessment.
- *Mean number of large-sized chicks per stationary pair:* Chicks of pairs not observed before or during the nesting period but only later during the season were not included in these assessments. A breeding attempt resulting in at least one large-sized chick was classified as a successful breeding.
- *The percentage of broods with two large-sized chicks:* For successful pairs, we assessed the number of large-sized chicks, as an index of the survival of pre-fledged chicks and in consistency with previous studies (e.g., Eriksson 2019). Most loon pairs lay two eggs and the chicks' survival is primarily dependent on the parents' food provisioning success, as has been demonstrated for the Red-throated Loon (Okill & Wanless 1990, Eberl & Picman 1993, Ball 2004, Rizzolo et al. 2014) as well as for the Black-throated Loon (Jackson 2003). For these assessments, also breeding attempts detected only during the chick rearing stage were included.

ASSESSMENT OF IMPACT FROM WIND TURBINES

For each pool and lake included in the study, pairwise comparisons before and after the start of operation of a wind turbine were done with the Wilcoxon signed ranks test, as follows:

- Occupancy by loons, by comparing the percentage of years with presence of at least one stationary pair in relation to all years the specific site was visited.
- Breeding performance, by comparing the mean number of large-sized chicks per pair and year with presence of a stationary pair.
- Survival of large-sized chicks, by comparing the mean percentage of broods with two large-sized chicks per year with presence of a brood.

Only pools and lakes with confirmed presence of a stationary pair or successful breeding during at least one year before the start of operation were included in the analyses. Sites that were checked but without any records of loons or successful breeding before the start of operation were excluded in order to avoid biased results, as it was only possible to define a positive or no change for these sites. For the assessments of distances between wind turbines and breeding sites, the distance between the shore of the breeding pool or lake and the most closely located turbine was used.

For the Red-throated Loon in Sweden, there has been a long-term decline of the breeding success since the mid-1990s, and for the Black-throated Loon a negative trend has been reported for South-central Sweden (Svealand) while the trend has been positive in the northern part of the country (Norrland; Eriksson 2019). To control for the alternative that any indication of difference before and after start of operation indicated a general trend, the relationship between the difference before/after and the distance to the most closely located wind turbine was investigated with the Spearman rank correlation coefficient, r_s , assuming that loons breeding further away from the wind farm should be less affected by it, the difference before/after should be smaller with increasing distance.

Results

RED-THROATED LOON

Occupancy of breeding pools

With respect to occupancy of breeding pools, the pairwise before–after comparisons included 31 sites. The distance to the nearest wind turbine varied from 0.1 km to 4.3 km, with 20 pools within 1 km of the nearest turbine. The number of years with information before and after start of operation was 1–15 years (median = 4 years) and 1–13 years (median = 3 years), respectively (details in Appendix 1). No more than one stationary pair was recorded from any of the breeding pools.

There was an insignificant tendency for less frequent occupancy after the start of operation, with a decline from circa 90% occupancy on an annual basis to circa 80% (Table 1; Figure 2a), with no significant tendency

for smaller differences between before and after the start of operation with increasing distance from the nearest wind turbine (Spearman $r_s = 0.26$, $p = 0.15$, $n = 31$ pools).

Mean number of large-sized chicks per stationary pair

The pairwise comparisons included 14 breeding pools, at distances between 0.2 km and 4.3 km from the nearest wind turbine, among which 11 were located within 1 km from the pool. The interval of study years before and after start of operation was 1–14 years (median = 2 years) and 1–9 years (median = 2 years), respectively (details in Appendix 1).

There were significant differences in breeding success before and after the start of operation; on average 1.03 and 0.44 large-sized chicks per pair, year and pool, respectively for the whole dataset, and 1.06 and 0.40 respectively for the pools with the most closely located wind turbine within 1 km (Table 1, Figure 2b).

Also, Figure 2b shows that a reduced breeding success was recorded for most of the breeding sites located within 1 km from the nearest wind turbine. There was a tendency for smaller differences between before and after the start of operation with increasing distance between the breeding pool and the nearest wind turbine (Spearman $r_s = 0.64$, $p = 0.016$, $n = 14$ pools).

Percentage of broods with two large-sized chicks

The before–after comparison of the percentage of broods with two large-sized chicks included 11 breeding pools. The breeding sites were located within the same distance interval of 0.2–4.3 km from the nearest wind turbine, among which five were located within 1 km from the pool. The number of years with information before and after the start of operation was 1–12 years (median = 3 years) and 1–7 years (median = 2 years), respectively (details in Appendix 1).

For the whole set of data, the average percentage of broods with two large-sized chicks differed significantly before and after start of operation, 57% and 20% per year and pool, respectively (Table 1; Figure 2c). Also, for the pools located up to 2 km from the nearest wind turbine, there was a significant decline, from 65% to 21% per pool and year (Table 1). For the pools with the most closely located wind turbine at distances within 1 km, the average percentage was 54% and 10% respectively, before and after the start of operation, although

TABLE 1. Before–after comparisons of the pool occupancy and breeding success by the Red-throated Loon *Gavia stellata*.— Före/efterjämförelser av smålommens *Gavia stellata* förekomst och häckningsframgång.

	Wilcoxon signed ranks test Wilcoxons rangsummetest					
	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Number of pools <i>Antal tjärnar</i>	Number of non-zero differences <i>Antal jämförelser med skillnad</i>	Wilcoxon T	p
Mean percentage of years with stationary pair per pool <i>Medelandel (%) av år med stationärt par per tjärn</i>						
Pools with wind turbine up to 1 km distance <i>Tjärnar med vindkraftverk upp till 1 km avstånd</i>	94%	78%	20	9	38	0.07
Pools with wind turbine up to 2 km distance <i>Tjärnar med vindkraftverk upp till 2 km avstånd</i>	93%	81%	26	11	50	0.15
All pools with wind turbine up to 5 km distance <i>Alla tjärnar med vindkraftverk upp till 5 km avstånd</i>	92%	82%	31	13	67	0.15
Mean number of large-sized chicks per pair, year, and pool <i>Medelantalet stora ungar per par, år och tjärn</i>						
Pools with wind turbine up to 1 km distance <i>Tjärnar med vindkraftverk upp till 1 km avstånd</i>	1.06	0.40	11	10	50	0.02
Pools with wind turbine up to 2 km distance <i>Tjärnar med vindkraftverk upp till 2 km avstånd</i>	1.06	0.43	12	11	60	0.01
All pools with wind turbine up to 5 km distance <i>Alla tjärnar med vindkraftverk upp till 5 km avstånd</i>	1.03	0.44	14	13	83	0.006
Mean percentage of broods with two large-sized chicks per year and pool <i>Medel-% ungpullar med två stora ungar per år och tjärn.</i>						
Pools with wind turbine up to 1 km distance <i>Tjärnar med vindkraftverk upp till 1 km avstånd</i>	54%	10%	5	4	10	0.13
Pools with wind turbine up to 2 km distance <i>Tjärnar med vindkraftverk upp till 2 km avstånd</i>	65%	21%	9	8	36	0.008
All pools with wind turbine up to 5 km distance <i>Alla tjärnar med vindkraftverk upp till 5 km avstånd</i>	57%	20%	11	10	54	0.004

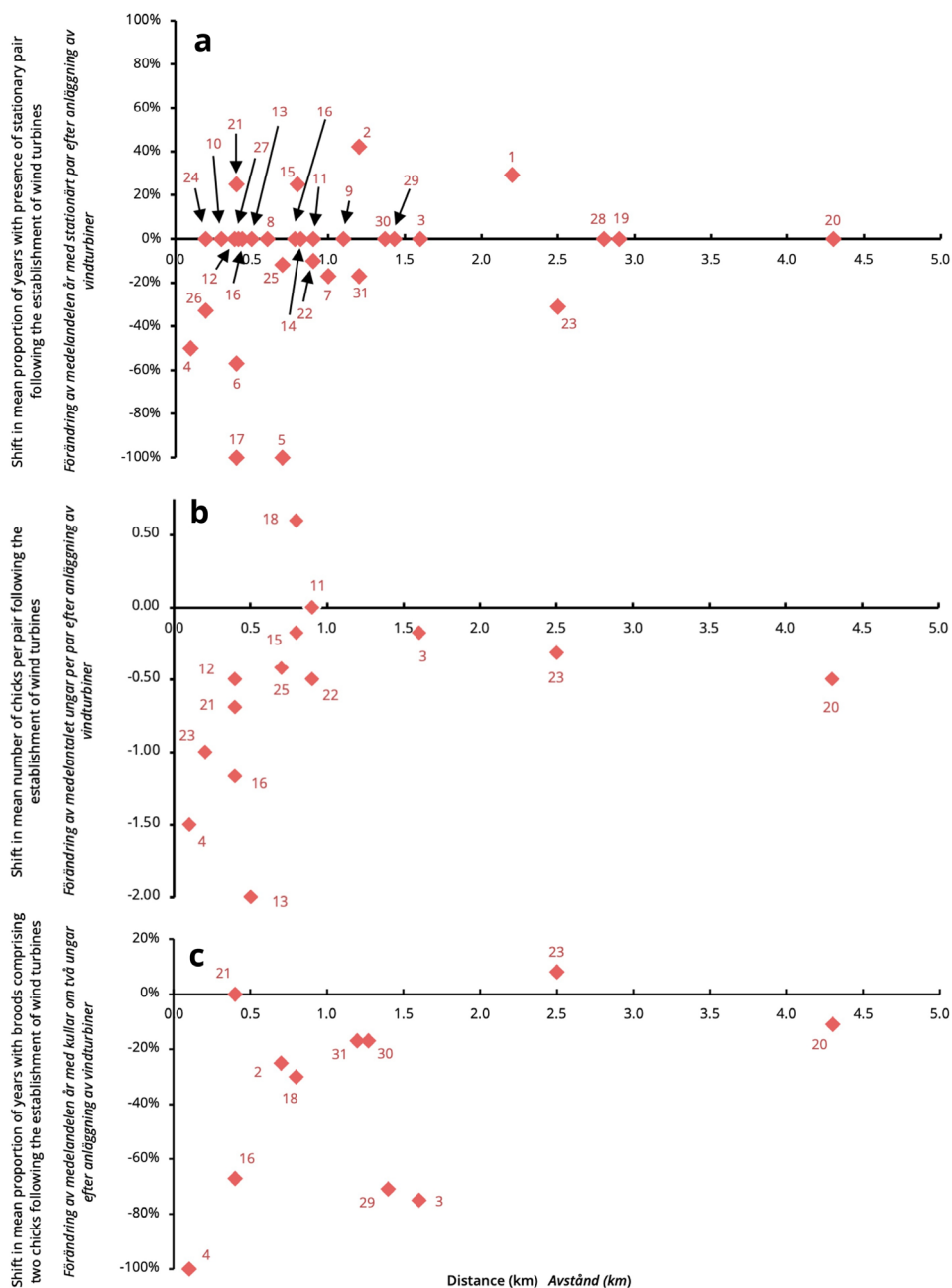


FIGURE 2. Before–after comparisons in relation to the distance to the most closely located wind turbine for breeding pools of Red-throated Loon *Gavia stellata*. **(a)** Proportion of years with a stationary pair, **(b)** mean number of chicks per pair, **(c)** mean proportion of years with broods comprising two chicks rather than one. Numbers refer to sites listed in Appendix 1.

— Före-/efterjämförelser i relation till avståndet till närmaste vindkraftverk för häckningstjänar för smålom *Gavia stellata*. **(a)** Andel år med ett stationärt par, **(b)** medelantalet ungar per par, **(c)** medelandelens år med kullar om två ungar snarare än en. Numreringen avser häckningsplatser förtecknade i appendix 1.

this difference was not supported by statistical significance (Table 1).

There was no significant relationship between difference before and after the start of operation and distance from the breeding pool to the nearest wind turbine (Spearman $r_s = 0.36$, $p = 0.23$, $n = 11$ pools).

BLACK-THROATED LOON

Occupancy of breeding lakes

The before–after comparison for the occurrence of stationary pairs included 19 lakes. The distance from the shore to the most closely located wind farm varied between 0.2 km and 4.5 km, among which nine were located within 1 km. The number of years with information before and after the start of operation was 1–17 (median = 4 years) and 1–12 years (median = 3 years), respectively (details in Appendix 2).

Occupancy was close to 100% before, and around 90% after the start of operation but the difference was not statistically significant (Table 2, Figure 3a), and with no indication of smaller differences between before and after the start of operation with increasing distance between the breeding pool and the nearest wind turbine (Spearman $r_s = 0.26$, $p = 0.25$, $n = 19$ lakes).

Mean number of large-sized chicks per stationary pair

The before–after comparison included eight lakes. The distance from the shore to the nearest wind turbine varied between 0.3 and 4.5 km, with four lakes within 2 km but only two lakes within 1 km. The number of years with information varied between 1 and 14 years, both before and after the start of operation (median = 6 years and 8 years, respectively, details in Appendix 2).

There were large numerical differences in breeding success before and after the start of operation but they were not supported by any statistical significance; 0.58 and 0.70 large-sized chicks per pair, year, and lake, respectively for the whole data set, and 0.74 and 0.65, respectively, for the lakes with the nearest wind turbine located within 2 km (Table 2, Figure 3b). As only two lakes were located less than 1 km from the nearest wind turbine, no separate comparisons were made for these. There was no relationship between the difference before and after the start of operation and the distance to the most closely located wind turbine (Spearman $r_s = 0.38$, $p = 0.28$, $n = 8$ lakes).

Percentage of broods with two large-sized chicks

The before–after comparison of the percentage of broods with two large-sized chicks included seven breeding lakes. The distance from the shore to the most closely located turbine was in the interval of 0.3–4.5 km, with five lakes within 2 km, but only two lakes within 1 km. The number of years with information was 1–7 years (median = 3 years) and 1–5 years (median = 3 years) before and after the start of operation, respectively (details in Appendix 2).

The mean percentage of broods with two large chicks per year and lake was 46% before and 38% after the start of operation for the whole set of data, and 50% and 38%, respectively for lakes with the most closely located wind turbine at a distance of up to 2 km; with no differences supported by statistical significance (Table 2, Figure 3c). As for breeding success, only two lakes were located closer than 1 km from the nearest wind turbine which is why no separate comparisons were done for these.

However, there was an indication of a relationship between smaller difference before and after the start of operation and the distance to the most closely located wind turbine (Spearman $r_s = 0.68$, $p = 0.07$, $n = 7$ lakes).

Discussion

The aim of this study is to investigate any impact on the occurrence and breeding performance by Red-throated Loon and Black-throated Loon after the establishment of wind turbines in the surroundings of the breeding sites, and to assess the relevance of current recommendations not to locate wind turbines within 1 km from the breeding sites. It is based on contributions by a network of volunteers, which results in some limitations. The selection of sites that could be included in the study was primarily dependent on the availability of participants that had the opportunity to take part in the field surveys. Thus, the analyses only included a limited number of breeding pools or lakes. Also, for single sites the precision of data was low as information was available only for one or a few years before or after the start of operation (see Appendices 1 and 2 for details). This has resulted in low statistical power and a risk that real differences have remained undetected, although the main findings with reference to potential impacts on both species of loons are not compromised.

TABLE 2. Before–after comparisons of the lake occupancy and breeding success by the Black-throated Loon *Gavia arctica*.— Före/efterjämförelser av storlommens *Gavia arctica* förekomst och häckningsframgång.

	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Number of lakes <i>Antal sjöar</i>	Wilcoxon signed ranks test <i>Wilcoxons rangsummetest</i>		
				Number of non-zero differences <i>Antal jämförelser med skillnad</i>	Wilcoxon T	p
Mean percentage of years with stationary pair per lake <i>Medelandel (%) av år med stationärt par per sjö</i>						
Lakes with wind turbine up to 1 km distance <i>Sjöar med vindkraftverk upp till 1 km avstånd</i>	100%	91%	9	2	3	Not tested <i>Ej testat</i>
Lakes with wind turbine up to 2 km distance <i>Sjöar med vindkraftverk upp till 2 km avstånd</i>	100%	92%	14	4	10	0.13
All lakes with wind turbine up to 5 km distance <i>Alla sjöar med vindkraftverk upp till 5 km avstånd</i>	96%	92%	19	7	21	0.30
Mean number of large-sized chicks per pair, year, and lake <i>Medelantalet stora ungar per par, år och sjö</i>						
Lakes with wind turbine up to 2 km distance <i>Sjöar med vindkraftverk upp till 2 km avstånd</i>	0.74	0.65	4	4	7	0.63
All lakes with wind turbine up to 5 km distance <i>Alla sjöar med vindkraftverk upp till 5 km avstånd</i>	0.58	0.70	8	8	23	0.55
Mean percentage of broods with two large-sized chicks per year and lake <i>Medel-% unskullar med två stora ungar per år och sjö.</i>						
Lakes with wind turbine up to 2 km distance <i>Sjöar med vindkraftverk upp till 2 km avstånd</i>	50%	38%	5	4	7	0.63
All lakes with wind turbine up to 5 km distance <i>Alla sjöar med vindkraftverk upp till 5 km avstånd</i>	46%	38%	7	5	11	0.44

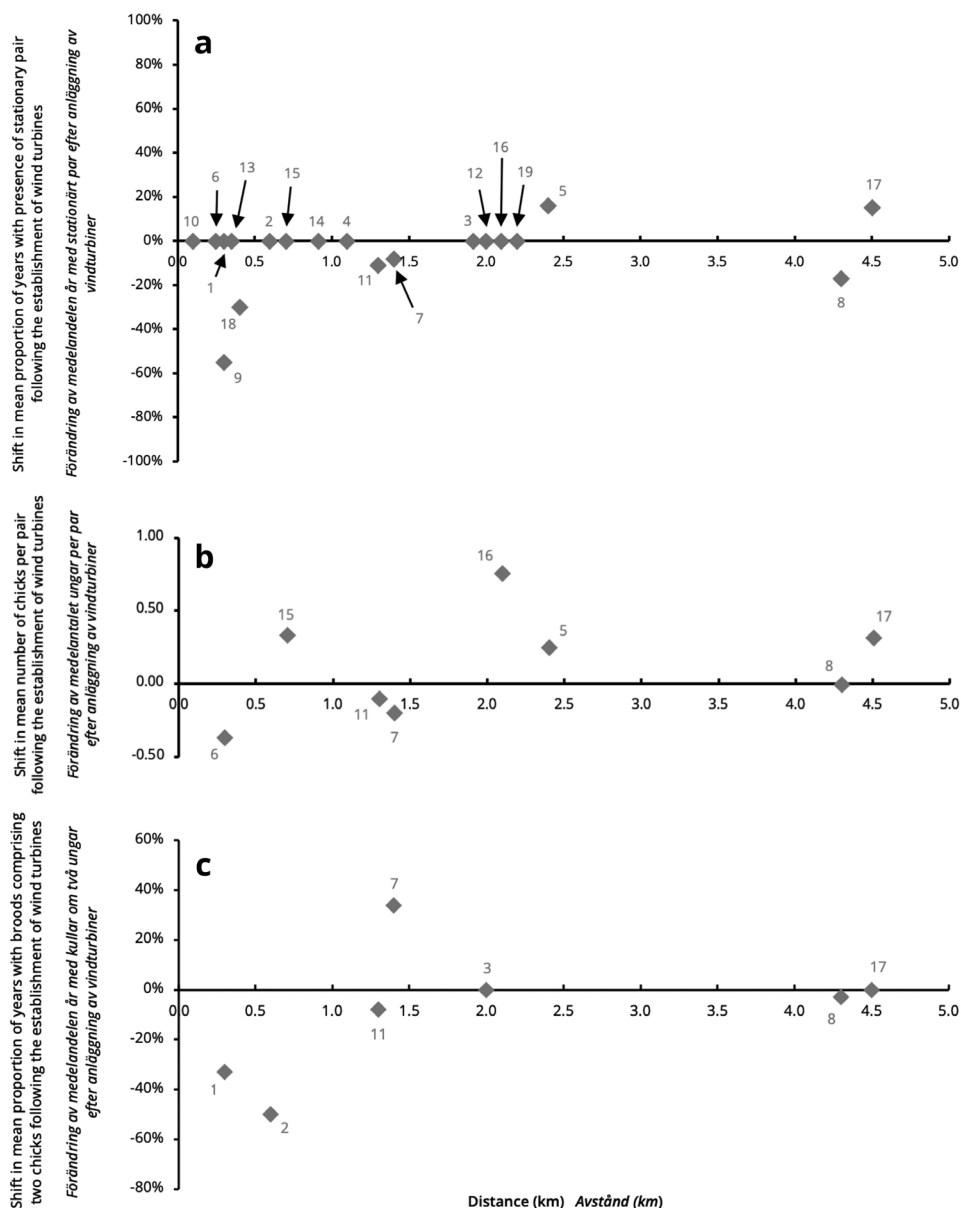


FIGURE 3. Before–after comparisons in relation to the distance to the most closely located wind turbine for breeding lakes of Black-throated Loon *Gavia arctica*. **(a)** Proportion of years with a stationary pair, **(b)** mean number of chicks per pair, **(c)** mean proportion of years with broods comprising two chicks rather than one. Numbers refer to sites listed in Appendix 2.

— Före/efter-jämförelser i relation till avståndet till närmaste vindkraftverk för häckningssjöar för storlom *Gavia arctica*. **(a)** Andel år med ett stationärt par, **(b)** medelantalet ungar per par, **(c)** medelandelens år med kullar om två ungar snarare än en. Numreringen avser häckningsplatser förtecknade i appendix 2.

RED-THROATED LOON

The results do not exclude that Red-throated Loons avoid breeding sites in the vicinity of wind turbines,

but most likely any impact is marginal (Table 1, Figure 2a). Nevertheless, the result is consistent with previous assessments for land-based wind farms

(Halley & Hopshaug 2007, Falkdalen *et al.* 2013). However, the results differ from the well-documented evidence of long-term displacement by wintering Red-throated Loons in marine habitats (Fox & Petersen 2019, Mendel *et al.* 2019, Heinänen *et al.* 2020, Garthe *et al.* 2023). Also, for other bird species tendencies for displacement have been shown to be more apparent outside the breeding season (summarised by Rydell *et al.* 2017).

The breeding success declined, however, after the start of operation (Table 1, Figure 2b). The mean number of large-sized chicks per pair, year, and pool before the start of operation was above the average levels for Sweden as a whole during the period 1994–2018 (as shown in Table 2 in Eriksson 2019) but dropped below those levels after the start of operation. In addition, the indication of a smaller difference in breeding success before and after the start of operation for those birds breeding further away from wind turbines suggests that the results are not just a reflection of a general decline over time.

Explanations for possible mechanisms behind the lower breeding success can only be speculative. In several studies, nest predation has been identified as a main reason for failures (Eberl & Picman 1993, Dahlén & Eriksson 2002, Rizzolo *et al.* 2014). For loons spending the winter in marine habitats, irregular human disturbance related to the maintenance of wind turbines has been proposed as one of several factors contributing to the long-term avoidance of large areas around offshore wind parks (Fox & Petersen 2019). A subjective experience from many years of field studies of both species of loons is that the birds show a large individual variation in tolerance of human activities. They can habituate to regularly occurring activities although they may react to new elements, even if they seem trivial from a human perspective. Perhaps, single visits at irregular intervals for maintenance of a wind turbine located in a remote region with few human activities is the kind of incident that may force an incubating bird to leave the nest and make it more susceptible to predators (Rizzolo *et al.* 2014).

Any impact related to disturbance, however, is restricted to the incubation period and it can hardly explain the result showing a lower percentage of broods with two chicks at breeding sites with a wind turbine in the vicinity (Table 1, Figure 2c). Rather, this indicates

an impaired survival of the non-fledged chicks and indirectly more challenging food provisioning for the parents (Okill & Wanless 1990, Eberl & Picman 1993, Ball 2004, Rizzolo *et al.* 2014 for Red-throated Loon; Jackson 2003 for Black-throated Loon). Before the start of operation, the average percentage of broods with two chicks was slightly above the general levels for the period 1994–2018 (as concluded from Table 2 in Eriksson 2019), but below this level after the start of operation.

It cannot be excluded that the difference reflected a general long-term decline for pairs foraging at freshwater lakes, at least in northern Sweden (Table 2 in Eriksson 2019), as there was no significant relationship between smaller difference in breeding performance with increasing distance from the breeding site to the most closely located wind turbine. But the result also raises the question of whether wind turbines located in the flight routes between breeding pools and foraging waters create a barrier, due to the very high avoidance rate of land-based wind farms that has been proposed to apply for this species (Furness 2015).

Most likely, the energy requirements for the food-provisioning flights are high, having in mind that carrying a fish involves an aerodynamic constraint (Norberg & Norberg 1976), and the strategy for feeding the chicks has been proposed to be adapted to reduce the number of foraging flights (Rizzolo *et al.* 2015). Thus, any barrier effect related to detours past a wind turbine located in the flight route between the breeding pool and the foraging water may cause stress that makes the food provisioning to the chicks more demanding. Considering this aspect, environmental impact assessments for wind farm projects must not only focus on the location of breeding pools but also include the flight routes to potential foraging waters (Dahlén *et al.* 2024).

The results indicate a risk that breeding pools with wind turbines in close proximity are ecological traps. Location of a wind turbine near a breeding site seems to have only a small impact on the degree of occupancy, but a clear negative impact on the breeding performance. This is in accordance with general criteria (Robertson & Hutto 2006, Robertson *et al.* 2013), such as (i) an equal preference before and after start of operation, (ii) a reasonable measure of fitness should be affected, and (iii) that the fitness outcome should be lowered.

To summarise, for the Red-throated Loon there is a risk of impaired breeding success at breeding pools located within at least 1 km from the nearest wind turbine, and a risk of lower survival of the non-fledged chicks in breeding pools located within at least 2 km from the most closely located wind turbine. This leads to the following recommendations for the management of Red-throated Loon populations in connection to land-based wind farm projects, to be applied until further information is available:

- The current recommendation to avoid wind turbines within 1 km from breeding sites should still be applied, as a minimum, but ideally be extended to 2 km to also take account of food provisioning of the chicks.
- The current recommendation not to locate wind turbines along the flight routes between breeding sites and foraging waters should still be applied.

For a closer examination of the relevance of these recommendations, we need to gain a better understanding behind the reasons for the impaired breeding performance at pools with wind turbines in the close vicinity, including any barrier effects of turbines located in the flight routes between breeding pools and waters used for foraging. A possible approach is to map the flight routes for a sufficient number of breeding pairs that are feeding chicks, in combination with assessments of any additional energy or nutrient needs related to detours around wind turbines.

BLACK-THROATED LOON

For the Black-throated Loon, the study gives a different picture. Indications of potential displacement from breeding lakes with wind turbines in the surroundings were weak and not statistically significant (Table 2, Figure 3a). However, when it comes to breeding success and the survival of chicks, the results are strikingly different between the species, with no indication that the breeding success of Black-throated Loons was affected. The mean number of chicks per pair per lake was similar before and after the start of operation (Table 2, Figure 3b), and above the general level for Sweden as a whole during 1994–2018 (Table 1 in Eriksson 2019).

Furthermore, there were no indications of any differences in survival of the non-fledged chicks before and after the start of operation (Table 2, Figure 3c). In contrast to the Red-throated Loon, the Black-throated

Loon primarily feeds the chicks with fish and to some extent aquatic invertebrates caught in the breeding lake. This minimises the need for foraging flights to neighbouring lakes and thus also any risks of impact from wind turbines located along the flight routes. Instead, the results for the Black-throated Loon support the assumption that the lowered survival of the Red-throated Loon chicks might be linked to a barrier effect and more energy-demanding food provisioning flights.

If only taking account of these results, there is no support for the continued application of the recommendation not to allow wind turbines within a zone of 1 km around breeding lakes for Black-throated Loon. Nevertheless, the 1 km recommendation should still be retained, applying a cautionary approach. The number of breeding lakes included in the before–after comparisons was small (Table 2), which is why potential differences must not be ruled out, although they were not possible to establish with statistical significance. Furthermore, most wind farms included in the study consisted of a fairly small number of turbines, and it is unclear whether the results apply for larger ones, as further outlined below.

LARGE WIND FARMS AND THE LANDSCAPE PERSPECTIVE

Most of the 26 wind farms included in this study are small, with two wind turbines up to 58 ones, and with a median of ten turbines. However, many future projects involve several tens or hundreds of turbines, although most of the current knowledge of the impact on the bird fauna refer to studies related to small or medium-sized wind farms. Questions related to any impact of large-scale wind farms should be prioritised for future research, for loons as well as other species.

For the management of Red-throated Loon it is well-established practise to apply a landscape perspective that includes both the breeding sites and foraging waters, as well as the flight routes between them. However, the management of Black-throated Loon is mostly focused only on the breeding lakes, although there are frequent contacts between individuals from different lakes. Based on studies of the Common Loon *Gavia immer*, there are reasons to assume that there is an intricate system of social interactions where the often-noticed groups of birds, primarily seen during mid- and

late summer, play an important role (Paruk 2006, Piper *et al.* 2011). Thus, the management of Black-throated Loon populations must not be restricted to the breeding lakes, but should also include lakes in the surroundings, where loons from different breeding sites meet for social interactions, as well as the flight routes between these lakes.

Today, we know that Black-throated Loons appear also in other lakes than the breeding lakes during the breeding season, but we do not know how many alternative lakes that are visited, nor the distances or the flight routes. Neither do we have any knowledge about temporal variations over the day nor over the breeding season. We thus lack crucial knowledge to understand and avoid barrier effects that might affect the social interactions between loons in various lakes. A possible approach to handling this knowledge gap is to document the individual dispersal patterns during the breeding season by GPS telemetry.

Thus, the issue of any impact of wind turbines on the Black-throated Loon cannot be ruled out, and we lack knowledge needed for the kind of landscape perspective that must be applied in nature conservation planning and in environmental impact assessments. This concern is further emphasized by the importance of the Nordic population in an international perspective, with more than 98% of the European population (outside Russia) breeding in Sweden, Finland, and Norway (deduced from BirdLife International 2021).

LONG-TERM MONITORING AFTER THE START OF OPERATION

Loons are long-lived birds, with a generation length of 8–9 years (supplementary information in Bird *et al.* 2020), but information available from post-operation monitoring is still too scanty for any assessments of long-term trends for pairs breeding at pools and lakes with wind turbines in the surroundings. Further research needs to focus on both potential habituation and avoidance over time. A possible reason for the lack of any clear indications of avoidance of breeding sites with wind turbines nearby is that the birds might return even after a wind farm has been established, but it is an open question whether younger individuals will take over such breeding sites, once the old birds have disappeared. A time horizon of at least one generation is necessary to get a better understanding, but this has

rarely been considered in post-monitoring studies, as far as I know. An alternative approach is to document the occupancy of breeding sites and the breeding performance during some years over a large spectrum of breeding sites with different number of years after the start of operation, and to also include other relevant factors, such as distance to the most closely located turbine and number of turbines in the wind farm of any model.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study has been done within the framework of Projekt Lom, under the umbrella of BirdLife Sweden. Some 30 volunteers have participated in field surveys of breeding sites included in this study. Their contribution was the basic prerequisite for making this study possible. In addition, Jan Pettersson, Janne Dahlén, Lars Gerre and staff at Gävleborg County Administrative Board have contributed with results from monitoring of the bird fauna in the surroundings of wind farms before and after the start of operation.

Parts of the field surveys have been supported with grants from The Alvin Foundation and The Västergötland Ornithological Society. Börje Dahlén, Martin Green and Matti Åhlund have commented on previous drafts. Vikki Bengtsson assisted with a check of the English language. Two anonymous reviewers proposed improvements of the manuscript.

Breeding sites for Red-throated Loon are covered by protective classification and not openly reported in the national Species Observation System (<https://www.slu.se/artdatabanken/rapportering-och-fynddata/artportalen/>). Information about site locations can be given on request, provided that an authorization issued by the SLU Swedish Species Information Centre can be presented (<https://www.slu.se/artdatabanken/rapportering-och-fynddata/fynddata/skyddsklassade-arter/>).

References

- Balatore-Chiebao F, Brommer JE, Niinimäki T & Laaksonen T. 2017. Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation* 19: 265–272. <https://doi.org/10.1111/acv.12238>.
- Balatore-Chiebao F, Valkama J & Byholm P. 2021. Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73. <https://ornisfennica.journal.fi/article/view/133981/82566?acceptCookies=1>.
- Ball JR 2004. Effects of Parental Provisioning and Attendance on Growth and Survival of Red-Throated Loon Prefledglings: A Potential

- Mechanism Linking Marine Regime Shifts to Population Change*. M.Sc. thesis. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia. <https://summit.sfu.ca/item/4829>.
- Bevanger K, Berntsen F, Clausen S, Dahl EL, Flagstad Ø, Follestad A, Halley D, Hanssen FE, Johnsen L, Kvaløy P, Lund-Hoel P, May R, Nygård T, Pedersen HC, Reitan O, Røskoft E, Steinheim Y, Stokke B & Vang R. **2010**. Pre- and Post-construction Studies of Conflicts between Birds and Wind Turbines in Coastal Norway (Bird-Wind). Report on Findings 2007–2010. NINA Report 620. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/rapport/2010/620.pdf>.
- Bird JP, Martin R, Akçakaya HR, Gilroy J, Burfield IJ, Garnett S, Symes A, Taylor J, Şekercioğlu CH & Butchart SHM. **2020**. Generation lengths of the world's birds and their implications for extinction risk. *Conservation Biology* 34: 1252–1261. <https://doi.org/10.1111/cobi.13486>.
- BirdLife International. **2021**. *European red list of Birds Publications Office of the European Union, Luxembourg*. Supplementary material for *Gavia arctica* (Arctic Loon). <https://www.iucnredlist.org/species/22697834/166327249>.
- Bright JA, Langston RHW, Bullman R, Evans RJ, Gardner S & Pearce-Higgins J. **2008**. Map of sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation. *Biological Conservation* 141: 2342–2356. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.029>.
- Bright JA, Langston RHW, Bullman R, Evans RJ, Gardner S, Pearce-Higgins J & Wilson E. **2006**. Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore windfarms in Scotland. RSPB Research Report No. 20. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Bright-2006.pdf>.
- Dahl EL, Bevanger K, Nygård T, Røskoft E & Stokke BG. **2012**. Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation* 145: 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.012>.
- Dahlén B, Bradter U, Ottosson E & Eriksson MOG. **2024**. Influence of pool habitat characteristics on Red-throated Loon *Gavia stellata* occupancy and reproduction in a Boreal forest landscape. [Smålommens *Gavia stellata* uppträdande och reproduktion i relation till olika habitattegenskaper i ett borealt skogslandskap]. *Ornis Svecica* 34: 64–106. <https://doi.org/10.34080/OSV34.23510>.
- Dahlén B & Eriksson MOG. **2002**. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. [Breeding success of the Red-throated Diver *Gavia stellata* in the core area of the Swedish population]. *Ornis Svecica* 12: 1–33. <https://doi.org/10.34080/OSV12.22452>.
- Dewar R & Lawrence S. **2023**. The status of breeding Red-throated Divers *Gavia stellata* and Black-throated Divers *Gavia arctica* in Kintyre, Scotland, 2016–2020. *Bird Study* 70: 269–281. <https://doi.org/10.1080/00063657.2023.2272599>.
- Drewitt AL & Langston RHW. **2006**. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148 (Supplement 1): 29–42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>.
- Eberl C & Picman J. **1993**. Effects of nest site location on reproductive success of Red-throated Loon (*Gavia stellata*). *Auk* 110: 436–444. <https://doi.org/10.2307/4088408>.
- Eriksson MOG. **2019**. Projekt Lom 25 år. Nivåer och trender i storlommens och smålommens häckningsutfall 1994–2018. Pp. 41–55 in *Fågelåret 2018. Vår fågelvärld*, supplement 59. https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/sites/30/2019/12/Fa%CC%8Agela%CC%8Aret-2018_Projekt-Lom-slutversion.pdf.
- Falkdalen U, Falkdalen Lindahl L & Nygård T. **2013**. Fågelundersökningar vid Storruns vindkraftanläggning Jämtland. [Bird study at Storrund Windfarm, Jämtland.]. *Naturvårdsverket Report* 6574. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/6500/fagelundersokning-vid-storruns-vindkraftanlaggning-jamtland/>.
- Fox AD & Petersen IK. **2019**. Offshore windfarms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 113: 86–101. <https://pub.dof.dk/artikler/454/download/doft-113-2019-86-101-havvindmoeller-og-deres-paavirkning-af-fugle>.
- Furness RW. **2015**. A review of red-throated diver and great skua avoidance rates at onshore wind farms in Scotland. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report* No. 885. <https://www.nature.scot/sites/default/files/2017-07/Publication%202015%20-%20SNH%20Commissioned%20Report%20885%20-%20A%20review%20of%20red-throated%20diver%20and%20great%20skua%20avoidance%20rates%20at%20onshore%20wind%20farms%20in%20Scotland.pdf>.
- Garthe S, Schwemmer H, Peschko V, Markoes N, Müller S, Schwemmer P & Mercker M. **2023**. Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports* 13: 4779. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31601-z>.
- Halley DJ & Hopshaug P. **2007**. Breeding and Overland Flight of Red-Throated Divers *Gavia stellata* at Smøla, Norway, in Relation to the Smøla Wind Farm. NINA Report 297. <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/Rapport/2007/297.pdf>.
- Heinänen S, Žydelis R, Kleinschmidt B, Dorsch M, Burger C, Morkūnas J, Quillfeldt P & Nehls G. **2020**. Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104989>.
- Hipkiss T, Ecke F, Dettli H, Moss E, Sandgren C & Hörnfeldt B. **2013**. Betydelsen av Kungsörns Hemområden, Biopval och Rörelser för Vindkraftstablering. *Naturvårdsverket Report* 6589. <https://www.naturvardsverket.se/4ac42e/globalassets/media/publikationer-pdf/6500/978-91-620-6589-8.pdf>.
- Jackson DB. **2003**. Between lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* 145: 30–44. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00119.x>.
- Keller V, Herrando S, Voříšek P, Franch M, Kipson M, Milanese P, Martí D, Anton M, Klvaňová MV, Kalyakin MV, Bauer H-G & Foppen RBP. **2020**. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change*. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Langston RHW & Pullan JD. **2003**. *Windfarms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues*. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Langston%20and%20Pullan%202003.pdf>.
- Meek ER. **2007**. Wind farms in the Orkney Islands: environmental impact, past, present and future. Pp 193–199 in *Birds and wind farms – risk assessment and mitigation* (de Lucas M, Janss GFE & Ferrer M, eds). Quercus, Madrid.
- Mendel B, Schwemmer P, Peschko V, Müller S, Schwemmer H, Mercker M & Garthe S. **2019**. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). *Journal of Environmental Management* 231: 429–438. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.053>.

- Norberg RÅ & Norberg UM. **1976**. Size of fish carried by flying Red-throated Divers *Gavia stellata* (Pont.) to nearly fledged young in nesting tarn. *Ornis Fennica* 53: 92–95. https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/988/tiedosto/of_53_92-95_artikkeli_t_988.pdf.
- Okill JD & Wanless S. **1990**. Breeding success and chick growth of Red-throated Divers *Gavia stellata* in Shetland 1979–88. *Ring and Migration* 11: 65–72. <https://doi.org/10.1080/03078698.1990.9673963>.
- Paruk JD **2006**. Testing hypothesis of social gatherings of commons loons (*Gavia immer*). *Hydrobiologia* 567: 237–245. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0044-0>.
- Perrow MR. **2017**. A synthesis of effects and impacts. Pp. 241–276 in *Wildlife and windfarms. Conflicts and solutions. Volume 1 Onshore: Potential effects* (Perrow MR, ed). Pelagic Publishing, Exeter.
- Pettersson J. **2018**. Häckande smålommar i närheten av vindkraftverk. Redovisning av resultaten från sex års studie vid Korpjället i Dalarnas län. På uppdrag av Bergvik Skog AB. Färjestaden 2018-02-19.
- Pettersson J. **2020**. Fågelstudier i vindkraftsprojektet Åmot-Lingbo i Gävleborgs län – utförda säsongerna 2017 innan byggnation 2018 och 2019 under byggnation samt nu säsongen 2020 när parken är i drift. På uppdrag av Åmot-Lingbo Vindkraft AB. Färjestaden 2020-10-12.
- Pettersson S, Elfström M, Eklöf J & Ottvall R. **2024**. Vindkraft i skogsmiljö. [Wind power and forest environments]. *Naturvårdsverket Report* 7169. <https://www.naturvardsverket.se/4aa519/globalassets/media/publikationer-pdf/7100/978-91-620-7169-1.pdf>.
- Piper W, Mager J. & Walcott C. **2011**. Marking loons, making progress. *American Scientist* 99: 237–245. https://www.researchgate.net/publication/257921027_Marking_Loons_Making_Progress.
- Rizzolo DJ, Schmutz JA, McCloskey SE & Fondell TF. **2014**. Factors influencing nest survival and productivity of Red-throated Loons (*Gavia stellata*) in Alaska. *Condor* 116: 574–587. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-25.1>.
- Rizzolo DJ, Schmutz JA & Speakman JR. **2015**. Fast and efficient: postnatal growth and energy expenditure in an Arctic-breeding waterbird, the Red-throated Loon (*Gavia stellata*). *Auk* 132: 657–670. <https://doi.org/10.1642/AUK-14-261.1>.
- Robertson BA & Hutto RL. **2006**. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87: 1075–1085. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1075:AFFUET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2).
- Robertson BA, Rehage J & Sih A. **2013**. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 552–560. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.04.004>.
- Rydell J, Engström H, Hedenström A, Larsen JK, Pettersson J & Green M. **2012**. The Effect of Wind Power on Birds and Bats. A Synthesis. *Naturvårdsverket Report* 6511. <https://www.naturvardsverket.se/4a78d8/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/vindval/978-91-620-6511-9.pdf>.
- Rydell J, Ottvall R, Pettersson S & Green M. **2017**. Vindkraftens Påverkan På Fåglar och Fladdermöss. Uppdaterad Syntesrapport 2017. [The Effect of Wind Power on Birds and Bats. Updated Synthesis] *Naturvårdsverket Report* 6740. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/6700/978-91-620-6740-3.pdf>.
- Saether B-E & Bakke Ø. **2000**. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642–653. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0642:ALHVAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0642:ALHVAC]2.0.CO;2).
- Singh NJ, Hipkiss T, Ecke F & Hörnfeldt B. **2017**. Betydelsen av Kungsörnas Hemområden, Biopval och Rörelser för Vindkraftsetablering. Del 2. *Naturvårdsverket Report* 6734. <https://www.naturvardsverket.se/4ac425/globalassets/media/publikationer-pdf/6700/978-91-620-6734-2.pdf>.
- Stahl JT & Oli MK. **2006**. Relative importance of avian life-history variables to population growth rate. *Ecological Modelling* 198: 23–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.001>.
- Taubmann J, Coppes J & Andrén H. **2021**. Capercaillie and Wind Energy. An International Research Project. *Naturvårdsverket Report* 6977. <https://www.naturvardsverket.se/4ac54a/globalassets/media/publikationer-pdf/6900/978-91-620-6977-3.pdf>.
- Thaxter CB, Buchanan GM, Carr J, Butchart SHM, Newbold T, Green RE, Tobias JA, Foden WB, O'Brien S & Pearce-Higgins JW. **2017**. Bird and bat species' vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20170829. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>.

Svensk sammanfattning

Det finns en utbredd samsyn om att vindkraften kommer att ha en nyckelfunktion i utfasningen av fossila energikällor och den framtida energiförsörjningen, samtidigt som utbyggnaden ska anpassas till andra aspekter av likvärdig betydelse för klimatanpassningen, såsom biologisk mångfald, liksom till en stor bredd av natur-, kultur- och upplevelsevärden. Risker för fåglar och fladdermöss påtalades tidigt under utbyggnadsfasen (t.ex. [Langston & Pullan 2003](#)), och en syntesrapport som sammanfattade kunskap relevant för svenska förhållandena publicerades av Naturvårdsverket 2011, med en uppdaterad version 2017 ([Rydell m.fl. 2017](#)).

Kunskapen om hur häckande lommar påverkas av landbaserade vindkraftverk är begränsad. En sammanvägd bedömning av undersökningar i Sverige, Norge och Skottland antyder att i varje fall smålommen kanske undviker att häcka i närområdet kring vindkraftverk, men att risken för kollisioner med vindkraftverk är låg ([Halley & Hopshaug 2007](#), [Bevanger m.fl. 2010](#), [Falkdalen m.fl. 2013](#), [Furness 2015](#), [Dewar & Lawrence 2023](#)). I en undersökning av dödligheten av fåglar och fladdermöss kring 15 vindparker i skilda delar av landet 2021–2023 hittades inga skadade lommar ([Pettersson m.fl. 2024](#)). Åtminstone fem av vindparkerna låg i trak-

ter med förekomst av smålom under häckningstid och tolv av dem i områden med häckande storlom.

För övervintrande smålommar i havsmiljöer är det däremot väldokumenterat att arten långsiktigt undviker närområdet kring havsbaserade vindkraft, med en påtaglig undvikande effekt upp till ungefär 5 km och mätbar upp till ungefär 15 km (t.ex. [Fox & Petersen 2019](#), [Mendel m.fl. 2019](#), [Heinänen m.fl. 2020](#), [Garthe m.fl. 2023](#)). I konsekvens med detta har risken för kollisioner bedömts vara liten.

För båda lomarterna rekommenderas att inte bygga vindkraftverk inom ett avstånd upp till 1 km från häckningsplatserna och för smålommen inte heller i flygstråken mellan häckningsplatser och fiskevatten ([Rydell m.fl. 2017](#)). Rekommendationerna har även antagits i BirdLife Sveriges policy om vindkraft, <https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/2023/12/Riktlinjer-BirdLife-Sverige-Vindkraft-231203.pdf>. De bygger på riktlinjer som ursprungligen tagits fram för skotska förhållanden ([Bright m.fl. 2006, 2008](#)) och de grundar sig på generella bedömningar om störningskänslighet, uppträdande och beteenden, i avsaknad på underlag för att mera konkret bedöma hur de två lomarterna kan påverkas. Men eftersom hänsyn till bland annat lommarnas häckningsplatser ibland leder till ganska omfattande anpassningar under projekteringen av en vindpark är det önskvärt med en säkrare bedömning av relevansen av 1 km-rekommendationen.

Projekt Lom (<https://projektlom.birdlife.se/>), som är en arbetsgrupp inom BirdLife Sverige, har sedan 1994 gjort årliga bedömningar av de två lomarternas häckningsframgång, på basis av information som samlats in av ett nätverk av medarbetare spridda över landet ([Eriksson 2019](#)). Med i huvudsak detta material som underlag görs här ett försök till bedömning om de två lomarternas förekomst och häckningsframgång i närområdet kring vindkraftverk.

MATERIAL OCH METOD

Häckningstjärnar och -sjöar som ingår i undersökningen

Häckningsplatserna som ingår i undersökningen var spridda över landet ([figur 1](#)), och en till synes klumpartad placering beror enbart på tillgången på häckningsplatser med användbar information. Häckningsplatser med samma vindkraftverk i närområdet har behandlats

som oberoende enheter i beräkningarna. Kriterierna för att ta med en tjärn eller sjö var (1) att det ska finnas minst ett vindkraftverk beläget inom ett avstånd av 5 km och (2) att det ska finnas information om förekomsten av lommar eller häckningsutfallet under minst ett år före respektive efter driftstart.

Utifrån den här ansatsen omfattar undersökningen totalt 31 häckningstjärnar för smålom, med tillsammans 20 vindparker inom ett avstånd av 5 km, och 19 häckningssjöar för storlom, med tillsammans 15 anläggningar inom 5 km. För några vindparker finns häckningsplatser för både smålom och storlom inom närområdet, och totalt berörs 26 anläggningar med 2–58 verk (median = 10 verk), dvs. att de flesta är ganska små. Anläggningarna togs i drift mellan åren 2010 och 2022.

Fältarbete för att bedöma nyttjande av häckningsplatser och häckningsframgång

Inventeringsarbetet har byggt på att tänkbara häckningsplatser har besökts vid tillräckligt många tillfällen under häckningssäsongen för att man ska kunna fastställa närvaron av ett stationärt par och häckningsutfallet. Kriteriet för att bedöma närvaron av ett potentiellt häckande par var att fåglar uppträdande i par har setts vid åtminstone två tillfällen med minst 15 dagars mellanrum, om inte häckning kunde fastställas genom fynd av ägg, observation av ruvande fågel eller icke flygga ungar.

Normalt behövdes 2–4 tillfällen utspridda över häckningssäsongen för en trovärdig bedömning. Första besöket gjordes före eller under ruvningsperioden, för att minska risken för överskattningar av häckningsutfallet på grund av att påbörjade men misslyckade häckningar kan ha förbisetts. Tidpunkten för det sista besöket anpassades till ungens/ungarnas tillväxt tills de blivit mer än halvstora, då sannolikheten för att de ska bli flygga har bedömts vara stor, eller att frånvaro av unge/ungar kunde fastställas.

Vid varje besök har antalet lommar och deras uppträdande (ensamma fåglar, i par, andra grupperingar) noterats, liksom eventuella häckningskriterier (bo, ägg, ruvning) samt eventuella ungar och deras storlek i relation till föräldrafåglarnas längd. Inventerarna har uppmanats att även rapportera ”negativa” besök, då man inte sett några lommar. Mer detaljerad information om inventerings- och redovisningsmetodiken finns på Projekt Loms hemsida: <https://cdn.birdlife.se/wp-content/>

[uploads/sites/30/2025/03/Rapporthandledning-versio n-2025.pdf](#).

Följande bedömningar har gjorts på basis av inventeringsresultaten:

- *Nyttjandet av häckningssjöar- och tjärnar*: Närvaron av ett stationärt par bedömdes årligen för varje tjärn eller sjö med tillräcklig information för en sådan bedömning.
- *Medelantalet stora ungar per stationärt par*: Med ”stora ungar” avses ungar som är mer än halvvuxna i relation till föräldrafäglarnas längd. Ungar tillhörande par som inte setts före eller under ruvningsperioden utan först senare under säsongen, ingick inte i beräkningsunderlaget. En häckning som resulterat i åtminstone en ”stor” unge har betecknats som lyckad.
- *Procentandelen ungvullar med två stora ungar*: En indikation på ungarnas överlevnad till de blivit flygga. Lommarna lägger i regel två ägg, och för både smålommen och storlommen har man i undersökningar på skilda håll visat att ungarnas överlevnad är beroende på hur föräldrafäglarna lyckas med matningen (Okill & Wanless 1990, Eberl & Picman 1993, Ball 2004, Rizzolo m. fl. 2014 för smålommen, Jackson 2003 för storlommen). I beräkningsunderlaget ingår även par med unge eller ungar som upptäckts först efter kläckningen.

Bedömning av eventuell påverkan av vindkraftverk

För de sjöar och tjärnar som ingick i undersökningen gjordes parvisa jämförelser före och efter driftstart med Wilcoxons rangsummetest, enligt följande:

- Närvaron av lommar, genom jämförelser av procentandelen år med närvaro av ett stationärt par i relation till alla år som den aktuella platsen hade besökts.
- Häckningsutfallet, genom jämförelser av medelantalet stora ungar per par och år med närvaro av ett stationärt par.
- Ungarnas överlevnad, genom jämförelser av den genomsnittliga procentandelen ungvullar med två stora ungar per år med närvaro av en ungvull.

Avståndsbedömningarna avser avståndet mellan närmast belägna vindkraftverk och stranden av häckningsjärnen eller -sjön.

Det har skett en långsiktig försämring av smålommens ungvullproduktion i hela landet sedan mitten av

1990-talet, och för storlommen har ungvullproduktionen under samma tid försämrats i Svealand medan det har varit en positiv trend i Norrland (Eriksson 2019). För att kontrollera för den alternativa förklaringen att en eventuell indikation på ett förändrat häckningsutfall efter driftstart kan bero på en generell trend undersöktes om det fanns något samband mellan skillnaden i häckningsutfall före och efter driftstart och avståndet till närmaste vindkraftverk genom att beräkna Spearmans rangkorrelationskoefficient, r_s , med antagandet att skillnaden minskade med ökande avstånd till närmaste vindkraftverk.

RESULTAT

Smålom

Den parvisa före/efter-jämförelsen avseende förekomsten av stationära par omfattade 31 häckningstjärnar inom ett intervall på 0,1–4,3 km och med 20 av dem belägna på ett avstånd upp till 1 km. Det fanns en tendens till minskat nyttjande från ungefär 90% av tjärnarna varje år före till ungefär 80% efter driftstart, men den kunde inte verifieras med statistisk signifikans (tabell 1, figur 2). Det fanns inte heller någon tendens till minskad skillnad före/efter driftstart med ökande avstånd från närmaste vindkraftverk (Spearman $r_s = 0,26$. $p = 0,15$, $n = 31$ tjärnar).

Vad avser ungvullproduktionen omfattade den parvisa före/efter-jämförelsen 14 tjärnar, inom ett avståndsintervall på 0,2–4,3 km från det närmast belägna vindkraftverket, varav 11 tjärnar belägna upp till högst 1 km. Det var numerärt stora skillnader i ungvullproduktionen före respektive efter driftstart, med i medeltal 1,03 och 0,44 stora ungar per par, år och tjärn innan respektive efter att vindkraftverken hade tagits i drift för hela materialet, och 1,06 resp. 0,40 stora ungar för tjärnar inom avståndsintervallet 0–1 km. Skillnaderna kunde verifieras med statistisk signifikans (tabell 1, figur 2).

Även rent visuellt framgår av figur 2 att en minskad ungvullproduktion noterades för tjärnarna belägna upp till 1 km från närmaste vindkraftverk. Skillnaden före respektive efter driftstart minskade med ökande avstånd till närmaste vindkraftverk (Spearman $r_s = 0,64$, $p = 0,016$, $n = 14$ tjärnar).

Den parvisa före/efter-jämförelsen av procentandelen ungvullar med två stora ungar omfattade 11 tjärnar, belägna inom samma avståndsintervall på 0,2–4,3 km,

varav fem var belägna inom ett avstånd upp till 1 km (tabell 1, figur 2). Den genomsnittliga procentandelen ungpullar med två ungar skiljde sig signifikant före och efter driftstart, 57% resp. 20% per tjärn och år och räknat på hela materialet. Också för tjärnar belägna upp till 2 km från närmaste vindkraftverk var skillnaden signifikant, med i medeltal 65% resp. 21% före och efter driftstart. För tjärnar belägna upp till 1 km från närmaste kraftverk kunde en motsvarande skillnad, 54% och 10% före respektive efter driftstart, inte verifieras med statistisk signifikans (tabell 1, figur 2). Det fanns inga samband, som kunde fastställas med statistisk signifikans mellan differensen före/efter driftstart och ökande avstånd till närmaste vindkraftverk (Spearman $r_s = 0,36$, $p = 0,23$, $n = 11$ tjärnar).

Storlom

Den parvisa före/efter-jämförelsen avseende förekomsten av stationära par omfattade 19 häckningssjöar, belägna inom ett avståndsintervall på 0,2–4,5 km från stranden till det närmast belägna kraftverket, varav nio var belägna upp till 1 km från närmaste verk. Från att nästan alla sjöarna nyttjades av stationära par före driftstart hade närvaron av minskat till ungefär 90% efter att vindkraftverken tagits i drift, men skillnaden kunde inte verifieras med statistisk signifikans (tabell 2, figur 3). Det fanns ingen indikation på minskad skillnad mellan före och efter driftstart med ökande avstånd från närmaste vindkraftverk (Spearman $r_s = 0,26$, $p = 0,25$, $n = 19$ sjöar).

Den parvisa före/efter-jämförelsen vad gäller ungpoduktionen omfattade åtta sjöar, inom ett avståndsintervall på 0,3–4,5 km från stranden, varav fyra sjöar var belägna upp till högst 2 km från närmaste verk men bara två sjöar inom 1 km. Det var numerärt stora skillnader men de kunde inte verifieras med statistisk signifikans, och det var ingen samstämmighet mellan jämförelserna avseende hela materialet och för sjöarna belägna upp till 2 km från närmaste kraftverk: 0,58 och 0,70 stora ungar per par, år och sjö, för hela materialet (tabell 2, figur 3), och 0,74 och 0,65 stora ungar före respektive efter driftstart för avståndsintervallet 0–2 km. Efter som bara två sjöar låg på ett kortare avstånd än 1 km, gjordes inga separata beräkningar för dessa. Det fanns inget samband vad avser differensen före/efter driftstart och avståndet till närmaste vindkraftverk (Spearman $r_s = 0,38$, $p = 0,28$, $n = 8$ sjöar).

Den parvisa före/efter-jämförelsen av procentandelen ungpullar med två stora ungar omfattande sju sjöar, belägna inom ett avståndsintervall på 0,3–4,5 km från stranden till det närmast belägna vindkraftverket, med fyra sjöar belägna på ett avstånd upp till 2 km men återigen med bara två sjöar belägna upp till 1 km. Den genomsnittliga procentandelen ungpullar med två stora ungar var 46% före och 38% efter driftstart, räknat på hela materialet, och 50% resp. 38% för sjöar med närmaste kraftverket beläget inom ett avstånd på upp till 2 km (tabell 2, figur 3). Inga separata bedömningar gjordes för de två sjöarna belägna på ett kortare avstånd än 1 km från närmaste kraftverk. Däremot fanns det en indikation en minskad differens mellan före respektive efter driftstart och avståndet från stranden till närmaste vindkraftverk (Spearman $r_s = 0,68$, $p = 0,07$, $n = 7$ sjöar).

DISKUSSION

Som nämndes i inledningen baseras undersökningen i huvudsak på information från ett nätverk av frivilliga. Detta har medfört en del begränsningar, såsom att urvalet av platser som inventerades var beroende av antalet medverkande. Analyserna omfattar således ett litet antal tjärnar och sjöar, och för enstaka häckningsplatser finns information för bara något eller några få år före eller efter driftstart (detaljer i appendix 1 och 2). Detta medför en låg statistisk styrka och svårigheter att verifiera verkliga skillnader med statistisk signifikans.

Smålom

Resultaten utesluter inte att smålommar aktivt undviker häckningsplatser i närområdet kring vindkraftverk (tabell 1, figur 2). Men indikationerna är svaga, och de skiljer sig från de väldokumenterade resultaten om ett mera långvarigt undvikande beteende för övervintrande smålommar i havsmiljöer. Också för andra fågelgrupper har man funnit att tendenser till undvikande ofta är tydligare under andra tider på året än häckningssäsongen (t. ex. Rydell m. fl. 2017).

Däremot var ungpoduktionen lägre för smålomspar inom närområdet kring ett vindkraftverk (tabell 1, figur 2). Medelantalet stora ungar per par före driftstart låg på eller något över de nivåer som generellt gällde för landet i sin helhet under perioden 1994–2018 (tabell 2 i Eriksson 2019), medan det sjönk under samma nivå efter driftstart.

Funderingar kring tänkbare mekanismer bakom den lägre ungprouduktionen blir med nödvändighet spekulativa. Generellt gäller för smålommen att huvuddelen av alla misslyckade häckningar är kopplade till händelser under ruvningen, i första hand predation (t. ex. Eberl & Picman 1993, Dahlén & Eriksson 2002, Rizzolo m. fl. 2014). För övervintrande smålommor i havsmiljö har man bland annat föreslagit att störningar i samband med tillsyn och underhåll av vindkraftverken möjligen kan vara en delorsak till att lommarna undviker området kring vindkraftverken (t. ex. Fox & Petersen 2019). En subjektiv erfarenhet av mångårigt fältarbete avseende häckande lommor är att toleransen för störningar från mänskliga verksamheter är individuell, att lommarna kan vänja sig vid regelbundna störningar men att de reagerar för nya inslag, även om de kan tyckas vara bagatellartade. I det perspektivet är det kanske inte otänkbart att enstaka besök för tillsyn av ett vindkraftverk i en för övrigt störningsfri miljö kan vara ett sådant oväntat inslag som får en ruvande smålom i närheten att lämna boet och göra det mera sårbart för olika predatorer (t. ex. Rizzolo m. fl. 2014).

Men eventuell påverkan av störningar begränsas till ruvningsperioden och kan knappast förklara varför procentandelen ungprouduktion med två ungar var lägre för smålommor på häckningsplatser med ett vindkraftverk i närheten (tabell 1, figur 2). Den lägre procentandelen ungprouduktion med två ungar för tjärnar med ett vindkraftverk i närheten tyder snarare på en sämre överlevnad för ungarna, och att föräldrafågelnas förutsättningar för ett framgångsrikt födosök kan ha försämrats (Okill & Wanless 1990, Eberl & Picman 1993, Ball 2004, Rizzolo m. fl. 2014 för smålommen, Jackson 2003 för storlommen). Detta leder i sin tur till överväganden om vindkraftverk i flygstråken mellan häckningstjärnar och fiskevatten skapar en barriäreffekt.

Energibehovet för att lyfta med en bytesfisk lämnar inga stora marginaler för ytterligare energikostnader (Norberg & Norberg 1976), och smålommens strategi för att föda upp ungar har föreslagits vara anpassad till att minska antalet fisketurer (Rizzolo m. fl. 2015). Därför kan en barriäreffekt beroende på att smålommen tvingas till en omväg förbi ett vindkraftverk i flygstråket mellan häckningstjärn och fiskevatten utgöra en stressfaktor som försvårar matningen av ungen eller ungarna. Man får alltså inte fokusera bara på häckningsplatser-

na utan även på tänkbare fiskevatten och flygvägarna mellan dessa måste beaktas, till exempel i miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) inför ett vindkraftsprojekt (Dahlén m. fl. 2024).

Det samlade resultatet tyder på att lämpliga häckningstjärnar med vindkraftverk i närheten kan vara s.k. ekologiska fällor för smålommen. Med hänvisning till gängse definitioner (t. ex. Robertson & Hutto 2006, Robertson m. fl. 2013) uppfylls kriterier om att (i) smålommarna tycks nyttja tjärnar med vindkraftverk i närheten i ungefär lika stor eller bara i obetydligt mindre utsträckning efter driftstart, (ii) att ett fitness-relaterat index påverkas och (iii) att detta index minskar efter driftstart av ett vindkraftverk i närheten.

Sammanfattningsvis ska man alltså räkna med risk för en lägre ungprouduktionen för smålommor som häckar i varje fall upp till 1 km från närmaste vindkraftverk, och att överlevnaden för ungarna kan försämrats i häckningstjärnar på upp till åtminstone 2 km från närmaste vindkraftverk. Detta leder till att följande riktlinjer vad gäller fortsatt hänsyn till smålommen vid planeringen av vindkraftsparker:

- Rekommendationen att undvika vindkraftverk på ett avstånd upp till 1 km från häckningsplatsen ska fortsatt gälla som ett minimum, men helst utökas till 2 km med tanke på att föräldrafågelnas förutsättningar att mata ungarna
- Rekommendationen att undvika vindkraftverk i flygstråken mellan häckningsplatser och fiskevatten ska gälla även fortsättningsvis.

För en bättre förståelse om de mekanismer som ligger bakom ett försämrat häckningsutfall för par i häckningstjärnar med vindkraftverk i närområdet behövs ett bättre underlag för bedömningar av eventuella barriäreffekter. En tänkbar ansats är att man karterar flygvägarna mellan häckningsplatser och fiskevatten för ett stort antal smålomspår med unge eller ungar i en tjärn i närheten av ett vindkraftverk, i kombination med beräkningar om en förmodad barriäreffekt kan bidra till en stress för föräldrafågelnas genom ökat energibehov under flygturerna.

Storlom

För storlommen ger undersökningen en helt annan bild än för smålommen. Möjligen undviker storlommen i viss men kanske begränsad utsträckning sjöar med vindkraftverk i omgivningarna men skillnaden

kunde inte verifieras med statistisk signifikans (tabell 2, figur 3).

Däremot fanns inga indikationer på att häckningsutfallet var lägre i häckningssjöar med vindkraftverk i närområdet. Ungproduktionen låg på samma nivå före respektive efter driftstart (tabell 2, figur 3), och dessutom något över den nivå som gällde generellt under perioden 1994–2018 (enligt tabell 1 i Eriksson 2019).

Det fanns inte heller några indikationer på en sämre överlevnad bland de icke-flygga ungarna (tabell 2, figur 3). Till skillnad från smålommen matar storlommen ungarna med fisk och i viss mån vatteninsekter som till största delen hämtas i häckningssjön, varför behovet av flygningar för att hämta bytesfisk i kringliggande sjöar minimeras och därmed även eventuell påverkan av vindkraftverk i flygstråken. Snarare styrker resultatet avseende storlommen antagandet att den sämre överlevnaden bland icke-flygga ungar av smålom kan vara kopplad till en barriäreffekt och mer energikrävande flygningar mellan häckningstjärnar och fiskevatten.

Sett enbart till det föreliggande resultatet finns inget stöd för en fortsatt tillämpning av 1 km-rekommendationen vad avser avståndet mellan storlommens häckningssjöar och vindkraftverk. Trots detta bör den även fortsättningsvis tillämpas, med hänsyn till ett försiktighetstänkande. Bara ett litet antal sjöar ingick i före/efter-jämförelserna varför eventuella skillnader kanske inte kunde verifieras med statistisk signifikans. Vidare finns det en osäkerhet om påverkan av stora vindparker i närområdet kring en häckningssjö, i linje med argument som utvecklas i följande avsnitt.

Stora vindparker och landskapsperspektivet

Dagens kunskap om hur fåglar av skilda arter kan påverkas av vindparker i närområdet kring häckningsplatsen bygger i stor utsträckning på undersökningar i anslutning till ganska små anläggningar med ett litet antal kraftverk. Frågan om påverkan för lommar såväl som för andra arter häckande i närområdet kring framtida större anläggningar med flera tiotals eller hundratal vindkraftverk måste ges hög prioritet i den framtida forskningen.

För smålommen är det etablerad praxis att i förvaltningen tillämpa ett landskapsperspektiv som beaktar både häckningsplatser och fiskevatten samt flygvägarna däremellan. Däremot fokuseras fågelskyddsarbetet avseende storlommen främst till häckningssjön,

trots att det i häckningsområdena pågår en omfattande kontakt mellan lommar i olika sjöar. Med hänvisning till undersökningar av svartnäbbad islom *Gavia immer* har vi goda skäl att anta att storlommen lever inom ramen för ett intrikat socialt system där bland annat de ofta uppmärksammade grupperna av storlommen under framför allt hög- och eftersommaren ingår (t.ex. Paruk 2006, Piper m.fl. 2011). Förvaltningen av storlommen förutsätter alltså att man inte bara har kännedom om häckningssjöarna utan även de sjöar som lommar uppsöker för att möta andra lommar, samt flygvägarna mellan dessa sjöar. Man måste tillämpa ett landskapsperspektiv i naturvårdsplanering och i miljökonsekvensbeskrivningar.

Detta väcker frågan om förutsättningarna för flygningar mellan häckningssjön och andra sjöar kan påverkas av barriäreffekter. Vi har idag ingen kunskap om hur stora områden eller hur många sjöar som storlommen nyttjar utöver häckningssjön under häckningsperioden, eller de inbördes avstånden mellan sjöarna och flygvägarna mellan dem. Vi har inte heller någon information om variationer i aktiviteterna under olika delar av häckningsperioden, eller under dygnet. Allt detta är central kunskap som behövs för att undvika barriäreffekter som kan påverka storlommarnas sociala relationer med artfränder i andra sjöar. Förslagsvis kan kunskapsluckan täppas till genom telemetribaserade undersökningar av lommaras rörelsemönster. Vi får inte släppa problematiken kring storlommen och eventuell påverkan av vindkraftverk.

Långsiktig uppföljning efter driftstart

Lommarna är långlivade fåglar med en generationslängd är 8–9 år (Bird m.fl. 2020, tilläggsinformation), och bedömningar av långsiktig påverkan och eventuell tillvänjning måste ske i det tidsperspektivet. Man måste också vara uppmärksam på en alternativ utveckling där lommar kanske undviker att uppsöka häckningsplatser i närheten av vindkraftverk först ett antal år efter att verket har tagits i drift. Avsaknaden av övertygande indikationer på något undvikande beteende hos vare sig smålommen eller storlommen kan bero på att lommar är långlivade och att fåglarna återvänder till gamla häckningsplatser, även om en vindpark har anlagts i närheten. Däremot måste frågan om yngre fåglar på längre sikt tar över sådana häckningsplatser lämnas öppen. Frågan om tillvänjning eller återetablering

i häckningstjärnar och -sjöar med vindkraftverk i närheten måste studeras över åtminstone en generationslängd, men den tidshorisonten finns sällan i några (av mig kända) kontrollprogram. En alternativ ansats kan vara att dokumentera nyttjandet av häckningsplatser

och häckningsutfallet över ett stort spektrum av lokaler, med ett varierat antal år efter driftstart och att även innefatta andra relevanta faktorer såsom avstånd till närmast belägna vindkraftverk och storleken av en vindpark i en beräkningsmodell.



Ornis Svecica (ISSN 2003-2633) is an open access, peer-reviewed scientific journal published in English and Swedish by [BirdLife Sweden](https://birdlife.se). It covers all aspects of ornithology, and welcomes contributions from scientists as well as non-professional ornithologists. Accepted articles are published at no charge to the authors. Read papers or make a submission at os.birdlife.se.

Ornis Svecica (ISSN 2003-2633) är en fritt tillgänglig granskad vetenskaplig tidskrift som ges ut på svenska och engelska av BirdLife Sverige. Den täcker ornitologins alla områden och välkomnar bidrag från såväl forskare som icke-professionella ornitologer. Accepterade uppsatser publiceras utan kostnad för författarna. Läs uppsatser eller skicka in ditt bidrag på os.birdlife.se.

Appendices

APPENDIX 1. Primary data for breeding pools of Red-throated Loon *Gavia stellata*. Pool numbers correspond to Figure 1.

– Primärdata för häckningstjärnar för smålom *Gavia stellata*. Tjärnnummer återfinns på kartan i figur 1.

Pool (number) ^b Tjärn (nummer) ^b	Distance to nearest wind turbine (km) <i>Avstånd till närmaste vindkraftverk (km)</i>	Year(s) of start of operation <i>År för driftstart</i>	% of years with stationary pair ^a <i>% år med stationärt par^a</i>		Mean number of large-sized chicks per pair and year ^a <i>Medelantal stora ungar per par och år^a</i>		Mean% of broods with two large-sized chicks per year ^a <i>Medelandel (%) ungpullar med två stora ungar per år^a</i>	
			Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>
1	2.2	2011–2012	33 % (15)	62 % (13)	–	–	–	–
2	1.2	2019–2020	25 % (4)	67 % (3)	–	–	–	–
3	1.6	2018–2019	100 % (3)	100 % (6)	1.00 (6)	0.83 (5)	100 % (1)	25 % (4)
4	0.1	2018–2019	100 % (2)	50 % (4)	2.00 (1)	0.50 (2)	100 % (1)	0 % (1)
5	0.7	2014	100 % (1)	0 % (6)	–	–	–	–
6	0.4	2014	100 % (3)	43 % (7)	–	–	–	–
7	1.0	2014	100 % (1)	83 % (6)	–	–	–	–
8	0.6	2014	100 % (1)	100 % (6)	–	–	–	–
9	1.1	2010	100 % (1)	100 % (1)	–	–	–	–
10	0.3	2019–2020	100 % (1)	100 % (1)	–	–	–	–
11	0.9	2019–2020	100 % (2)	100 % (1)	1.00 (1)	1.00 (1)	–	–
12	0.4	2019–2020	100 % (2)	100 % (2)	1.00 (1)	0.50 (2)	–	–
13	0.5	2019–2020	100 % (2)	100 % (2)	2.00 (1)	0.00 (2)	–	–
14	0.8	2019–2020	100 % (3)	100 % (1)	–	–	–	–

APPENDIX 1 continued *fortsatt.*

Pool (number) ^b <i>Tjörn (nummer)^b</i>	Distance to nearest wind turbine (km) <i>Avstånd till närmaste vindkraftverk (km)</i>	Year(s) of start of operation <i>År för driftstart</i>	% of years with stationary pair ^a <i>% år med stationärt par^a</i>		Mean number of large-sized chicks per pair and year ^a <i>Medelantal stora ungar per par och år^a</i>		Mean% of broods with two large-sized chicks per year ^a <i>Medelandel (%) ungpullar med två stora ungar per år^a</i>	
			Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>
15	0.8	2019–2020	75 % (6)	100 % (2)	0.17 (6)	0.00 (2)	–	–
16	0.4	2019–2020	100 % (3)	100 % (2)	1.67 (3)	0.50 (2)	67 % (2)	0 % (1)
17	0.4	2019–2020	100 % (10)	0 % (2)	–	–	–	–
18	0.8	2019–2020	100 % (10)	100 % (2)	0.40 (10)	1.00 (2)	30 % (3)	0 % (2)
19	2.9	2016	100 % (3)	100 % (1)	–	–	–	–
20	4.3	2018	100 % (12)	100 % (5)	1.00 (5)	0.50 (4)	11 % (9)	0 % (2)
21	0.4	2019–2020	75 % (15)	100 % (5)	1.29 (14)	0.60 (5)	50 % (12)	50 % (2)
22	0.9	2019–2020	50 % (6)	40 % (5)	0.50 (2)	0.00 (2)	–	–
23	2.5	2010–2011	100 % (13)	69 % (13)	0.75 (10)	0.44 (9)	25 % (8)	33 % (3)
24	0.2	2015	100 % (2)	100 % (1)	1.00 (2)	0.00 (1)	–	–
25	0.7	2014–2015	92 % (12)	80 % (5)	0.25 (9)	0.25 (4)	25 % (4)	0 % (1)
26	0.2	2011–2012	100 % (1)	67 % (3)	–	–	–	–
27	0.4	2019	100 % (8)	100 % (3)	–	–	–	–
28	2.8	2010–2011	100 % (1)	100 % (7)	–	–	–	–
29	1.4	2010–2011	100 % (1)	100 % (7)	–	–	100 % (1)	29 % (7)
30	1.4	2010–2011	100 % (4)	100 % (6)	–	–	50 % (2)	33 % (3)
31	1.2	2010–2011	100 % (4)	83 % (6)	–	–	67 % (3)	50 % (2)

^aNumber of years within parentheses. *Antal år inom parentes.*^bBreeding sites for Red-throated Loon are covered by protective classification and not reported openly. *Häckningsplatser för smålom omfattas av skyddsklassning och redovisas inte öppet.*

APPENDIX 2. Primary data for breeding lakes of Black-throated Loon *Gavia arctica*. Lake numbers correspond to Figure 1.– Primärdata för häckningssjöar för storlom *Gavia arctica*. Sjönummer återfinns på kartan i figur 1.

Lake (number and name) <i>Sjö (nummer och namn)</i>	Distance to nearest wind turbine (km) <i>Avstånd till närmaste vindkraftverk (km)</i>	Year(s) of start of operation <i>År för driftstart</i>	% of years with stationary pair ^a <i>% år med stationärt par^a</i>		Mean number of large-sized chicks per pair and year ^a <i>Medelantal stora ungar per par och år^a</i>		Mean % of broods with two large-sized chicks per year ^a <i>Medelandel (%) ungpullar med två stora ungar per år^a</i>	
			Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>	Before start of operation <i>Före driftstart</i>	After start of operation <i>Efter driftstart</i>
1. Mossjön (Måssjö)	0.3	2014	100 % (1)	100 % (3)	–	–	33 % (3)	0 % (1)
2. Hultbren	0.6	2022	100 % (4)	100 % (1)	–	–	50 % (1)	0 % (1)
3. Annebergssjön	2.0	2015–2016	100 % (4)	100 % (1)	–	–	100 % (2)	100 % (1)
4. Fredriksdalssjön	1.1	2014	100 % (6)	100 % (3)	–	–	–	–
5. Järvasjön	2.4	2011–2012	57 % (7)	73 % (11)	0.00 (4)	0.25 (8)	–	–
6. Farssjö	0.3	2011–2012	100 % (2)	100 % (8)	1.00 (1)	0.63 (8)	–	–
7. Älgsjön / Öxabäck	1.4	2011–2012	100 % (13)	92 % (12)	0.62 (13)	0.42 (12)	33 % (6)	67 % (3)
8. Öxasjön	4.3	2011–2012	94 % (17)	77 % (13)	0.71 (14)	0.70 (10)	43 % (7)	40 % (5)
9. Agnsjön / Fjärås	0.3	2011–2012	100 % (2)	45 % (11)	–	–	–	–
10. Skärsjön/Fjärås	0.1	2011–2012	100 % (4)	100 % (2)	–	–	–	–
11. Skottbackatjärn	1.3	2011	93 % (14)	82 % (11)	0.67 (12)	0.56 (9)	33 % (6)	25 % (4)
12. Västra Laxsjön	1.9	2019	100 % (2)	100 % (1)	–	–	–	–
13. Mosjön	0.3	2020	100 % (2)	100 % (1)	–	–	–	–
14. Mörttafsen	0.9	2020	100 % (1)	100 % (1)	–	–	–	–
15. Gopen	0.7	2020	100 % (3)	100 % (1)	0.67 (3)	1.00 (1)	–	–
16. Tönsen	2.1	2020	100 % (5)	100 % (4)	0.50 (2)	1.25 (4)	–	–
17. Sånghussjön	4.5	2018	85 % (11)	100 % (6)	0.44 (9)	0.75 (4)	33 % (3)	33 % (3)
18. Möckelsjön	0.4	2010–2011	100 % (3)	70 % (10)	–	–	–	–
19. Skälansjön	2.2	2015	100 % (7)	100 % (2)	–	–	–	–

^a Number of years within parentheses. *Antal år inom parentes.*