

Ekologisk kompensation: En utvärdering av åtgärder för gölgroda (*Pelophylax lessonae*) i Forsmark

An evaluation of environmental compensation for the pool frog (*Pelophylax lessonae*) in Forsmark

Malin Karlsson



Biologi och miljövetenskap
Kandidatarbete 15 hp
Uppsala 2017

Självständigt arbete/Examensarbete/SLU, Institutionen för ekologi 2018:3

Ekologisk kompensation: En utvärdering av åtgärder för gölgröda (*Pelophylax lessonae*) i Forsmark

Malin Karlsson

Handledare: Thomas Ranius, Institutionen för ekologi, SLU

Biträdande handledare:

Per Collinder, Ekologigruppen AB

Sara Norden, SKB

Simon Kärverno, Institutionen för ekologi och genetik, Zoökologi, Uppsala universitet

Examinator: Erik Öckinger, Institutionen för ekologi, SLU

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi

Kurskod: EX0689

Program/utbildning: Biologi- och miljövetenskap - kandidatprogram

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2018

Omslagsbild: Malin Karlsson

Serietitel: Självständigt arbete/Examensarbete/SLU, Institutionen för ekologi

Löpnummer: 2018:3

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: ekologisk kompensation, gölgröda, *Pelophylax lessonae*, *Rana lessonae*, metapopulation, damm

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Exploatering av värdefulla naturområden kan kompenseras genom s.k. ekologisk kompensation. Ekologisk kompensation har hittills sällan tillämpats och därför saknas ofta uppföljning av dessa. Det är svårt att i förväg garantera att en kompensationsåtgärd uppfyller önskad funktion eftersom det kan ta tid för nyetablerade miljöer att mogna. SKB planerar att uppföra ett slutförvar av använt kärnbränsle i Forsmark. I och med detta kommer tre gölar att fyllas igen, varav en utgör reproduktionslokal för gölgroda (*Pelophylax lessonae*). Som åtgärd för att skydda gölgrodan har SKB grävt nya gölgölar i området. Syftet med denna studie är att utvärdera de hittills vidtagna åtgärderna, som består av sex anlagda gölar, för en population av gölgroda i Forsmarksområdet.

Åtgärderna i Forsmarksområdet betecknas som skyddsåtgärder (alltså formellt inte kompensationsåtgärder) för att bevara gölgrodepopulationen inom området. I denna rapport används SKBs åtgärder som ett exempel för hur en kompensationsåtgärd skulle kunna utvärderas. 17 gölar, varav 11 är naturliga och 6 är anlagda, undersöktes. I studien användes data från och med det år då den första anlagda gölen grävdes (2014) till och med 2016, för att utvärdera hur populationsstorlek, populationstrender och reproduktion skilde sig åt mellan anlagda och naturliga gölar. Dessutom har habitatvariabler hos gölarna och sannolikheten för spridning mellan dem analyserats. Resultatet visade att populationerna i anlagda gölar var mindre än i naturliga, vilket kan bero på att det tar tid för nyskapade habitat att utvecklas och bli lämpliga. Det fanns en icke-signifikant tendens till att populationsökningen var större i anlagda gölar. De större delpopulationerna kan vara extra viktiga för hela metapopulationens överlevnad, eftersom de kan bidra med immigranter till gölar med mindre delpopulationer. Anlagda och naturliga gölar skilde sig åt med avseende på testade gölvariabler, men populationsstorleken påverkades snarare av om gölen var anlagd eller naturlig än någon av de testade gölvariablerna. Reproduktion konstaterades i båda göltyperna. Gölgroda är en social art varpå sociala faktorer skulle kunna vara orsak till att vissa gölar saknar reproduktion eller hyser små populationer.

Gölgrodepopulationer i anlagda gölar är ännu små och löper därför risk att dö ut av slumpmässiga förändringar och det kommer förmodligen att ta tid innan de mognar och accepteras som habitat för gölgridor. Det verkar däremot som att de anlagda gölarna uppfyller flera av de kriterier som gölgridan kräver för framgångsrik reproduktion. De har därför förutsättningar att utvecklas till fungerande gölgridehabitat i framtiden.

Abstract

Exploitation of areas with high conservation values can be compensated by ecological compensation. Ecological compensation has so far been rarely applied and therefore investigations and follow-up work of these often are lacking. It is often difficult to ensure that ecological compensation meet the desired function in advance, as it may take time for newly established habitats to mature. The Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company plans to construct a final disposal of spent nuclear fuel in Forsmark, Sweden. As a result, three pools will be replenished, one of which is a reproductive site for the pool frog (*Pelophylax lessonae*). As an arrangement to protect the pool frog, SKB has constructed new pools in the area. The measures in the Forsmark area are designated as protection measures (i.e. formally non-compensatory measures) to preserve the pool frog population in the area. This report uses SKB's measures as an example of how an ecological compensation could be evaluated. 17 pools, of which 11 are natural and 6 are constructed, are included in this study. The study used data from the year when the first pool were constructed (2014) to 2016, to evaluate how population size, population trends and reproduction differed in natural and constructed man-made pools. Additionally, habitat variables for the pools and connectivity between them were analyzed. The populations in constructed pools were smaller than in natural ones, which may be due to the fact that it takes time for a newly developed habitat to mature and become suitable. Population growth, on the other hand, was higher in the constructed pools. The larger subpopulations can be extra important for the persistence of the entire metapopulation, as pools with smaller subpopulations can be compensated by the bigger ones. The constructed and the natural pools differed from each other with respect to the tested habitat variables, but the result indicates that population size is more likely to be affected by whether the pool is constructed or natural than any of the tested variables. Reproduction was observed in both pool types. The pool frog is a social species, and social factors could affect which pools that are used for reproduction or why there are some pools with smaller populations in the Forsmark area. The populations in constructed pools are still small and therefore run a risk of going extinct due to random changes, and these will probably have to exist for a longer period before they mature and are accepted as a habitat for the pool frog. On the other hand, it seems that the constructed pools meet several of the criteria required by the species for successful reproduction and therefore they may have the potential to develop into suitable habitats in the future.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Abstract	3
Förkortningar	5
1. Inledning	7
1.1 Ekologisk kompensation	7
1.2 Kompensationsåtgärder i våtmarker	8
1.3 Kompensationsåtgärder i Forsmark	9
2. Syfte och hypoteser	12
3. Bakgrund	13
4. Metod och Dataanalys	18
4.1 Inventering av gölgröda	18
4.2 Populationsstorlek	19
4.3 Populationstrender och reproduktion	20
4.4 Habitatvariabler och rumslig placering av gölar	20
5. Resultat	22
5.1 Populationsstorlek	22
5.2 Populationstrender och reproduktion	23
5.3 Habitatvariabler och rumslig placering av gölar	24
6. Diskussion	25
6.1 Populationsstorlek	25
6.2 Populationstrender och reproduktion	26
6.3 Habitatvariabler	26
Rumslig placering av gölar	27
7. Slutsatser	28
8. Fortsatta inventeringar och kommande studier	29
Referenser	30
Appendix	32

Förkortningar

BESKRIVNING	FÖRKORTNING
Svensk Kärnbränslehantering AB	SKB
Total populationsstorlek	P_t
Uppskattat antal individer	N
Högsta antal spelande individer	N_s
Högsta antalet observerade individer	N_{obs}
Antal observerade juveniler	N_j
Habitatvariabler:	
Gölarea	AREA
Avstånd från göl till Östersjön	$D_{ösjö}$
Konnektivitetsmått 1	D_{rep}
Konnektivitetsmått 2	$D_{0,5}$
Trädexponering	EXP

1. Inledning

1.1 Ekologisk kompensation

När man bygger vägar, bebyggelse eller andra anläggningar exploateras ofta värdefulla naturområden. Ett sätt att kompensera för dessa naturvärden, är genom s.k. ekologisk kompensation (McKenney och Kiesecker, 2010). Med ekologisk kompensation avses att verksamhetsutövaren kompenserar för skadade eller förlorade naturvärden (McKenney och Kiesecker, 2010). Ekologisk kompensation bygger på ”no net loss-principen” (BBOP, 2012), som syftar till att stoppa all förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster som är framkallade av mänsklig aktivitet (Naturvårdsverket, 2016). Flera länder har satt upp politiska mål där kompensationsåtgärder ses som ett viktigt verktyg för att skapa balans mellan exploatering och bevarandet av naturvärden (McKenney och Kiesecker, 2010). Svensk lagstiftning säger att kompensationsåtgärder kan bli aktuella t.ex. när undantag görs från förbuden i Artskyddsförordningen (Artskyddsförordning, 2007:845).

Verksamhetsutövaren kan då ansöka om dispens med villkor om kompensationsåtgärder (Naturvårdsverket, 2016). Denna typ av åtgärder kan krävas i områden med eller utan formellt skydd, om det finns natur- eller bevarandebestånd (Koh m.fl., 2017). För att undvika att ekologisk kompensation överutnyttjas bör en s.k. skadelindringshierarki tillämpas. Detta innebär att skador ska undvikas i första hand, avhjälpas och minimeras i andra hand och endast i sista hand kompenseras för (SOU, 2017).

Kompensationsåtgärder kan genomföras på olika sätt. Antingen genom att nyskapa miljöer, eller genom att restaurera, förbättra eller bevara redan befintliga naturområden (Persson m.fl., 2014).

Ekologiska kompensationsåtgärder kan fungera mer eller mindre bra. Förutsatt att åtgärden lokaliseras och utformas så att den uppfyller den avsedda funktionen, kan den mildra de skador som uppstår vid exploatering (McKenney och Kiesecker, 2010). Att kompensationsåtgärden uppfyller önskad funktion är dock ofta svårt att i förväg garantera. En verksamhet orsakar omedelbara förluster av naturvärden, medan det kan krävas många år för nyetablerade miljöer att mogna och utvecklas till det som eftersträvas (McKenney och Kiesecker, 2010). Därför bör beslut och planering inför ekologiska kompensationsåtgärder alltid genomföras med utgångspunkt i aktuell forskning. Dessutom bör det alltid tas i beaktande att åtgärden ska ge naturvårdsnytta och uppfylla sin funktion även på lång sikt (Naturvårdsverket, 2016). För att säkerställa att åtgärden upprätthåller den funktion som den avser att göra kan det vara lämpligt att låta åtgärden få sin verkan innan den negativa effekten av verksamheten sker (Naturvårdsverket, 2016). Kompensationsåtgärder som gäller dispenser från förbuden i artskyddsförordningen, bör alltid utformas på detta sätt (Naturvårdsverket, 2016).

Ekologisk kompensation har hittills sällan tillämpats i Sverige och därför saknas ofta utredningar och uppföljning av dessa (Naturvårdsverket, 2016). Förutsatt att kompensationsåtgärden faktiskt fungerar skulle det kunna medföra att negativa effekter vid exploatering balanseras av restaureringsprogram. Det finns dock en risk att möjligheten till kompensationsåtgärder kan ge utrymme för exploatering som skadar värdefulla naturmiljöer i större utsträckning än utan denna möjlighet (Schoukens och Cliquet, 2016). Exploatering på platser där en kompensationsåtgärd är nödvändig blir dock i många fall dyrare än på platser där kompensation inte är nödvändig, vilket kan fungera som en motivation för att hindra onödig exploatering av värdefull natur (Persson, 2011).

1.2 Kompensationsåtgärder i våtmarker

Många kompensationsåtgärder omfattar våtmarker. Beroende på vilken typ av våtmarkshabitat eller specifik art restaureringen ska gynna kan utformandet skiljas åt. Vid restaureringar vars syfte är att gynna en viss typ av vegetation är ofta restaurering eller återskapande att föredra, framför nyskapande av vattenmiljöer. Om åtgärden ska gynna t.ex. våtmarksfåglar och groddjur kan däremot nyskapade miljöer fungera bra och resultera i ett lyckat resultat (Naturvårdsverket, 2009).

Storleken på våtmarken skapar förutsättningar för olika typer av arter, vilket därför bör tas i beaktande. Kompensationsåtgärder bör därtill utarbetas så att våtmarken får förutsättningar att, på lång sikt, upprätthålla naturliga funktioner. Fördelaktigt är också om platsen och utformandet av våtmarken bidrar till goda möjligheter till utnyttjande för flera arter, samt möjliggör spridning till andra närliggande habitat (Naturvårdsverket, 2009). Idag saknas det ofta uppföljande arbete kopplat till kompensationsåtgärder (Naturvårdsverket, 2016), vilket även omfattar våtmarker (Pechmann m.fl., 2001).

En förutsättning för att kunna skydda arter och deras livsmiljöer är god kunskap om arternas krav på sin livsmiljö, deras utbredning, populationsstorlekar och populationstrender. Trender i populationstillväxt är särskilt viktiga i bedömningen av en arts bevarandestatus eftersom dessa ger information om artens långsiktiga framtidsutsikter. För att försäkra att arten inte får en försämrad status bör det därför ske en uppföljning av resultatet från lämnade dispenser och kompensationsåtgärder kopplade till dessa (Naturvårdsverket, 2016).

1.3 Åtgärder för gölgröda i Forsmark

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) planerar att uppföra ett slutförvar av använt kärnbränsle i Forsmark. Slutförvarsanläggningen kommer att bestå av en del ovan mark och en berganläggning under mark (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011). Forsmark ligger vid norra Upplandskusten. Det flacka landskapet, tillsammans med landhöjningen, bidrar till att området hyser en stor andel små våtmarker och rikkärr (Nilsson, 2009). Ett rikkärr är en myr hög på mineraler med ett nära neutralt pH. En vanlig missuppfattning är att rikkärr är näringsrika. Detta stämmer inte utan rikkärren är generellt näringsfattiga och har en högre artrikedom än vad de s.k. fattigkärren har (Sundberg, 2006). De sjöar som finns i området är ofta grunda och många är relativt nyligen avsnörda från Östersjön. Den unika naturen som Forsmark hyser är utpekad som riksintresse för naturvärden och den sträcker sig från Forsmark i norr till Eckarfjärden och Kallrigafjärden i söder (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011; Figur 1-1). Slutförvarsanläggningen kommer innebära att tre gölar, varav en är en reproduktionslokal för gölgröda (*Pelophylax lessonae*), kommer att fyllas igen (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011).

I Sverige förekommer gölgrödan endast i norra Uppland, undantaget en mycket liten population i Östergötlands län (Nilsson, 2009). I och med detta utgör miljöerna i Forsmarksområdet en viktig del av gölgrödans livsmiljö. Dessutom är populationen i Forsmark avskild från de andra gölgrödepopulationerna i Uppland vilket gör den mer känslig för försämringar av livsmiljön (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011).



Figur 1-1. Karta över Forsmarksområdet med kärnkraftverket i norr och Eckarfjärden och Kallrigafjärden i söder. Karta: Lantmäteriet, 2017.

Slutförvaret antas påverka populationen av gölgröda negativt eftersom en reproduktionslokal kommer att fyllas igen. SKB har därför ansökt om dispens från artskyddsförordningen. Som åtgärd för att skydda gölgrödan har SKB grävt nya göldölar i området (Nordén m.fl., 2016, Figur 1-2, Figur 1-3). Liknande åtgärder har gjorts i Häckskär där tre igenväxta gölar grävts ur för att återskapa habitat för gölgröda. Resultatet blev lyckat och populationerna i området stärktes (Lindgren m.fl., 2014). SKB:s anlagda gölar har placerats på platser som är naturligt blöta och utanför det

prognosticerade påverkansområdet för en grundvattensänkning (Nordén m.fl., 2016). Gölarna är grunda med ett vattendjup på ca 0,5 m samt med en djuphåla på ca 1 m. Syftet med djuphålan är att öppet vatten ska finnas kvar även om vattennivån i gölen skulle sjunka (Nordén m.fl., 2016). För att påskynda kolonisering av växt- och djurliv har vegetation hämtats från en naturlig göl i området (Nordén m.fl., 2016). Samtliga anlagda och en del naturliga gölar har dessutom bottenkarteras årligen med start 2012. Bottenkarteringen av de naturliga gölarna används som referens för att kunna följa hur vegetation och bottenfauna utvecklas i de anlagda gölarna (Nordén m.fl., 2016).



Figur 1-2. Anlagd göl (nr 17a, se figur 4-1). Foto: Peter Lundgren 2017



Figur 1-3. Naturlig göl (nr 16, se figur 4-1). Foto: Peter Lundgren 2017

Bevarande av gölgradans habitat kan även gynna andra arter i området då flera lokaler med gölgröda även hyser åkergröda (*Rana arvalis*), vanlig gröda (*Rana temporaria*), mindre och större vattensalamander (*Lissotriton vulgaris*, *Titurus cristatus*) samt vanlig padda (*Bufo bufo*) (Kärvemo, personlig kommunikation, 2018; Sjögren, 1989). I och med en dispens från artskyddsförordningen åtar sig SKB att de anlagda gölarna ska ersätta de befintliga gölarnas ekologiska funktion för gölgröda i närområdet, innan befintliga gölar fylls igen eller i övrigt påverkas av slutförvaret. Ett mål är reproduktion har konstaterats i minst två av de anlagda gölarna under minst två säsonger (Nordén m.fl., 2016).

De gölar som SKB har anlagt ses som en åtgärd för att skydda den lokala gölgrödepopulationen från att påverkas negativt av slutförvarsanläggningen (Nordén m.fl., 2016). Dessa åtgärder är därför i formell mening inte någon kompensationsåtgärd utan skyddsåtgärder för den lokala gölgrödepopulationen. I denna rapport används dessa åtgärder därför endast som ett exempel för hur en kompensationsåtgärd skulle kunna utvärderas.

2. Syfte och hypoteser

Syftet med denna studie är att utvärdera de hittills vidtagna åtgärderna, som består av sex anlagda gölar, för en population av gölgroda i Forsmarksområdet.

I studien undersöks hur populationsstorlek, populationstrender och reproduktion skiljer sig åt i anlagda och naturliga gölar. Därefter undersöks hur populationsstorleken i gölarna påverkas av rumslig placering och habitatvariabler. Dessa har valts ut med utgångspunkt i tidigare studier av gölgroda i norra Uppland (Sjögren, 1989; Gulve, 1994; Sjögren, 1991b; Sjögren, 1991a). Vidare undersöks skillnader mellan anlagda och naturliga gölar med avseende på dessa variabler.

Jag testar följande hypoteser:

1. Naturliga gölar har större populationsstorlek än vad anlagda gölar har, eftersom dessa är av bättre kvalitet.
2. Populationstrender i anlagda gölar är stigande medan den är konstant i naturliga gölar.
3. Det finns reproduktion i både anlagda och naturliga gölar.
4. Habitatvariablerna påverkar gölrodans populationsstorlek.
5. Anlagda och naturliga gölar har olika habitategenskaper.
6. Det finns ett positivt samband mellan konnektivitet och populationsstorlek.

Baserat på dessa hypoteser, diskuterar jag om de utförda kompensationsåtgärderna är tillräckliga och hur man bör följa upp dessa framöver.

3. Bakgrund

Gölgroda (*Pelophylax lessonae*) är fridlyst enligt artskyddsförordningen (Artskyddsförordning, 2007:845), och klassificeras som sårbar enligt den svenska rödlistan (Artdatabanken, 2017). Gölgroda ingår i Naturvårdsverkets åtgärdsprogram för hotade arter (Lindgren m.fl., 2014). Internationellt klassificeras gölgroda som livskraftig enligt IUCN (Kuzmin m.fl., 2009), men eftersom gölgrodorna i Sverige skiljer sig genetiskt från de kontinentala grodorna har de svenska grodorna ett högt internationellt bevarandevärde (Sjögren, 1989). Till exempel introducerades flera hundra individer av svenska gölgrodor till en utdöende population i England mellan 2005 och 2008 (Buckley och Foster, 2005). Gölgroda skyddas internationellt genom EU:s habitatdirektiv (Rådets direktiv 92/43/EEG, bilaga 4) och i Bernkonventionen (Konventionen om skydd av europeiska vilda djur och växter samt deras naturliga miljö, 1983:30).



Figur 3–1. Gölgroda (*Pelophylax lessonae*). Foto: Malin Karlsson 2016.

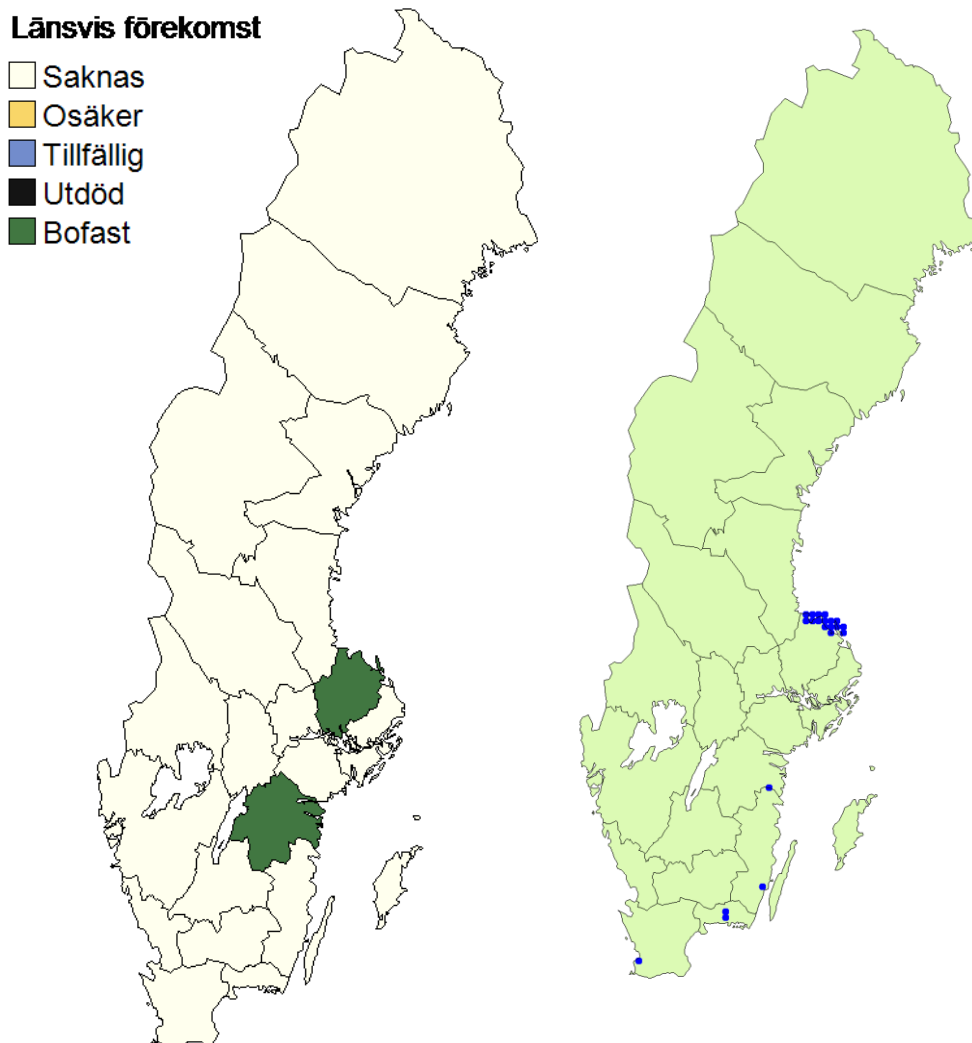
Gölgroda tillhör gruppen gröngrödor (Arnold och Burton, 1978). Gröngrödor skiljer sig från brungrödorna på flera sätt. De är generellt mer högljudda och förekommer vanligen i kolonier. Gröngrödorna är också, till skillnad från brungrödorna, vattenlevande vilket innebär att de sällan lämnar vattnet (Andrén, 2004), förutom under övervintringen. Emellanåt kan de dock uppehålla sig längs med strandkanten i mycket grunt vatten (Arnold och Burton, 1978). I norra Europa förekommer tre arter av gröngrödor, sjögroda, *Rana ridibunda*, gölgroda, *Rana lessonae*, och ätlig groda, *Rana esculenta*. Dessa tre arter liknar varandra mycket och sjögrodan och gölgroda kan ibland hybridisera med varandra och avkomman blir då ätlig groda, *Pelophylax kl. esculentus* (Arnold och Burton, 1978). Gölgroda blir 5–9 cm lång och har en grön till brunaktig färg på rygg och ben med en ljus mage. Längs ryggraden går en för arten karaktäristisk ljus rygglinje (Lindgren m.fl., 2014, Figur 3–1). De svenska gölgrodorna skiljer sig från de kontinentala grodorna genom att vara mer bruna i kroppsfärgen (Andrén, 2004). Könen skiljs åt genom att honorna är något brunare än hanarna, som är mer gröna i färgen.

Hanarnas strupsäckar är vita och bildar två blåsor vid mungiporna när de framkallar lätet (Artdatabanken, 2017).



Figur 3–2. Gölgrodans utbredningsområde i Europa. (IUCN Red list).

Gölgrodan finns i stora delar av Europa (Kuzmin m.fl., 2009, Figur -2). De nordligaste utposterna återfinns i Norge och Sverige. Den norska populationen är mycket liten och återfinns i endast två gölar. Den svenska populationen är något större och återfinns vid cirka 170 lokaler längst norra delen av Upplandskusten (Artdatabanken, 2017, Figur 3–3). Utbredningen är uppdelad i tre huvudsakliga delområden, norra och östra Hållnäshalvön, Gårdskär (Lövstabuktens västra sida) och Gräsö och Gräsöskärgård (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011). Populationen som återfinns i Forsmark är ett resultat av ett introduceringsprogram från 1993 (Andrén, 2004). Under senare år har en mindre population av gölgroda upptäckts i Östergötlands län. Denna population skiljer sig dock från de övriga svenska populationerna, eftersom den lever i hybridiseringskomplex med ätlig groda. Gemensamt för alla svenska gölgrodepopulationer är att de är helt isolerade från de övriga populationerna i Europa och utgör den nordligaste utposten för artens utbredningsområde (Lindgren m.fl., 2014).



Figur 3–3. Karta över gölgrodans utbredning i Sverige. Gölgroda är bofast i Uppland och Östergötlands län, vilka är markerade med grönt i kartan till vänster. Kartan till höger visar observationer av gölgroda. Blåa markeringar visar fynd inrapporterade till Artportalen och andra databaser kopplade till Life Watch. Kan innehålla punkter som inte är verifierade (Artdatabanken, 2017).

Den svenska populationens ursprung är omdiskuterat där Forselius, som upptäckte populationen på 1940-talet, trodde det var en relict från *Ancylus*-perioden (7000–5500 f.Kr.), medan Waldern (1955) ansåg att populationen hade sitt ursprung från centraleuropeiska grodor inplanterade under 1700-talet (Sjögren, 1991b). Senare genetiska undersökningar visar dock att den svenska populationen troligen är äldre än 200–250 år (Artdatabanken, 2017), vilket gör Forselius teori mer trolig. Den genetiska variationen hos gölgrodorna i Sverige är låg i jämförelse med de kontinentala grodorna (Sjögren, 1991b), vilket kan förklaras i att populationen troligen har sitt ursprung från ett fåtal invandrade individer, som ger upphov till en s.k. founder-effect (Artdatabanken, 2017). Trots detta syns inga negativa effekter av inavel. Det tycks inte påverka vare sig populationens andel befruktade ägg eller fekunditeten hos individerna (Sjögren, 1991b).

Gölgrodor lever i grunda småvatten och gölar nära kusten (Sjögren, 1991a). Födan består till stor del av ryggradslösa djur, men gölgrodan tycks vara opportunistisk i sitt födoval då man hittat både växtmaterial och hudrester i maginnehållet (Sas-Kovacs m.fl., 2007). Gölgrodan behöver ett varmt lokalklimat och leken initieras inte innan vattnet värmts upp ordentligt. Detta medför att gölgrodan leker senare på säsongen i jämförelse med andra

svenska grodarter (Sjögren, 1991a). I Sverige har gölgrodan sin lekperiod i slutet av maj till början av juni, vilket är cirka en månad senare än till exempel vanlig groda (Artdatabanken, 2017). Den sena reproduktionstiden medför att gölgrodans reproduktiva säsong blir kort och kan misslyckas helt kalla år på grund av fördröjd lek och yngelutveckling. För en framgångsrik reproduktion krävs därför varma och permanenta vatten (Sjögren, 1991a). Gölen värms upp av solen varpå gölens exponering av sol blir en variabel som påverkar gölgrodans reproduktionsframgång. Gölgrodans värmeberoende gör att populationer kan fluktuera kraftigt mellan år eftersom variationer i mortalitet och fekunditet påverkar populationen tillsammans med slumpmässig miljövariation (Sjögren, 1989).

Upplandskusten ger, tack vare den kalkrika jorden och den fortsatta landhöjningen, unika livsmiljöer för flera växt och djurgrupper. Landhöjningen uppskattas till cirka sex centimeter på tio år och ger därför en tydlig påverkan på landskapet med en succesiv nybildning av sjöar och våtmarker (Von Strokirch och Wallström, 2008; Åse, 1982). Nybildade gölar med varmt och permanent vatten kan nykolonieras av gölgrödor. Eftersom varmt vatten är en förutsättning för att gölen ska kolonieras framgångsrikt gäller detta främst mindre gölar (0,2–2 ha) då dessa värms upp snabbare. Med tiden (hundratals år) kommer en del av gölarna växa igen till följd av vegetationens succession, vilket kommer leda till lokala utdöenden av gölgrodepopulationer. Tack vare nybildandet av gölar kommer dessa utdöenden kompenseras av att nya gölar har koloniserats, förutsatt att dessa är inom gölgrodans spridningsavstånd (Gulve, 1994). Ju längre avståndet är mellan gölen och Östersjön desto äldre är den och därmed också mer påverkad av vegetationens succession. Avstånd mellan en göl och Östersjön blir därför en variabel som påverkar förekomst av gölgröda negativt (Gulve, 1994). Att företrädesvis små gölar är attraktiva som gölgrodelokaler kan också förklaras av att gädda förekommer oftare i större gölar än i små (Gulve, 1994).

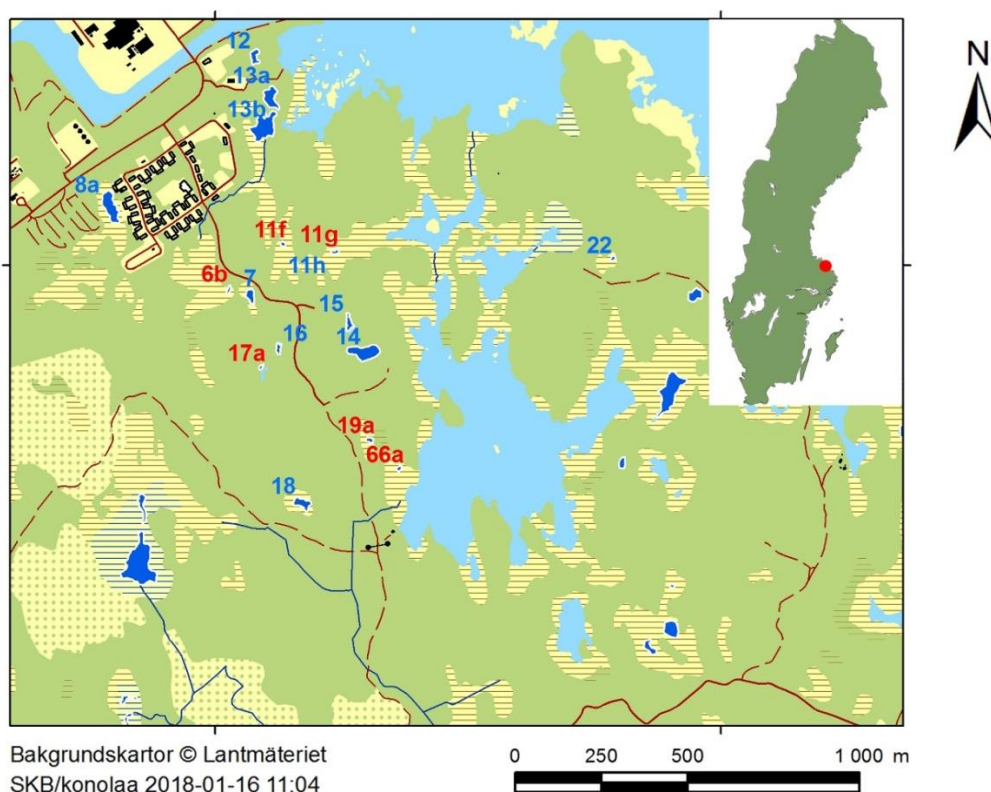
Många hotade arter, däribland den svenska gölgrodan, kännetecknas av ett litet utbredningsområde och att de har en metapopulationsstruktur. En metapopulation består av flera rumsligt skilda, lokala populationer (Sjögren, 1989). Alla populationer riskerar att dö ut, men små populationer löper större risk att dö ut än vad stora populationer gör. Därför kan populationen överleva långvarigt endast på metapopulationsnivå, vilket är beroende av att nya lokala populationer uppstår genom kolonisationer (Hanski, 1999). Lokala utdöenden är vanliga hos den svenska gölgrodepopulationen. Utdöenden har skattas till ungefär 8,5 % per population och generation (en generation är ca 4 år) (Sjögren, 1991b). Idag anses den främsta anledningen till utdöenden hos gölgröda vara minskning av bra habitat. Habitatminskningen beror dels på igenväxning och utdikning av leklokaler men också på ökat skogsbruk och minskat naturligt nyskapande av lekvatten. Minskningen av nyskapandet av leklokaler är ett resultat av klimatförändringar och havsnivåhöjning, men också på grund av en minskad landhöjning (Artdatabanken, 2017).

Gölgrodan är en social art och sociala faktorer tycks påverka grodans beteendemönster (Sjögren, 1989). Alla gölar användas inte som reproduktionslokaler. I vissa gölar kväker hanar under lekperiodens början, utan någon framgång, och ansluter sig därför senare till den reproducerande populationen (Sjögren 1989). Dessa lokaler betraktas som så kallade satellitlokaler och ligger många gånger mindre än 300 meter från en reproduktionslokal (Gulve, 1994). Sociala faktorer verkar också spela roll i om reproduktion kommer att ske i gölen. Ett stort antal spelande hanar i en göl, med en hög vattentemperatur, resulterar i att gölgrödorna lägger ägg (Sjögren, 1989), medan en låg vattentemperatur och få spelande hanar resulterar i att ingen reproduktion sker där och att gölen överges för en lokal med en högre spelaktivitet (Sjögren, 1989). Det är osäkert huruvida de sociala faktorerna påverkar eller eventuellt skulle försvåra för kolonisation av nya habitat. Men

det faktum att både honor och hanar måste nå de nya habitateten (en ensam hona kan inte starta en ny population själv) borde öka effekten av avståndet mellan gölarna. Tidigare introduktionsförsök visar dessutom att gölgrödor endast etablerar och reproducerar sig i gölar med ett varmt lokalklimat. I kalla gölar skedde varken spel eller äggläggning trots närvaro av individer av bägge könen (Sjögren, 1989). Avstånd och lokalklimat samspelar därmed för sannolikheten för ny kolonisation. I Sverige har gölgradans förmåga att förflytta sig på land uppskattats till omkring 1 km (Sjögren, 1989). Gölar som ligger mindre än 1,0 km från närmaste annan göl, med förekomst av gölgrödor, hyser nästan alltid gölgrödor, förutsatt att gölen har ett varmt lokalklimat. Andelen gölar där gölgröda förekommer minskar sedan med ökat avstånd till närmaste annan göl med förekomst av gölgrödor (Gulve, 1994). Ett avstånd på 1,0 km motsvarar en invandringshastighet mellan 2–15 grodor per generation (Sjögren, 1991a). Konnektiviteten, sannolikheten för spridning mellan gölar och avståndet mellan dem, samt lokalklimatet kan därför vara viktiga faktorer att ta hänsyn till vid utformandet av bevarandestrategier för gölgradan.

4. Metod och Dataanalys

Gölgroda har inventerats 2011–2016 i Forsmarksområdet. I studien undersöktes 17 gölar, varav 11 är naturliga och 6 är anlagda. Gölarna anlades vid två tillfällen. Göl 11f, 11g 19a och 66a anlades 2012 och göl 6b och 17a 2014. I studien användes data från och med det år då den första anlagda gölen grävdes (2014) till och med 2016. Undersökningsområdet är omkring 600 ha och ligger intill Forsmarks kärnkraftverk i norra Uppland. Anläggandet av slutförvarets ovanmarksdelar kommer att innebära att göl 12, 13a och 13b kommer att fyllas igen (Nordén m.fl. 2016, Figur 4–1).



Figur 4–1. Karta över gölarna i Forsmarksområdet. Naturliga gölar: 7, 8a, 11h, 12, 13a, 13b, 14, 15, 16, 18, 22. Anlagda gölar: 6b, 11f, 11g, 17a, 19a, 66a. De anlagda gölarna är markerade med rött i kartan (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2018).

4.1 Inventering av gölgroda

Gölgroda inventerades 2014 – 2016 av Ekologigruppen AB på uppdrag av SKB. Inventeringar har utförts enligt väldokumenterade rutiner som ska medföra jämförbara resultat (Collinder, 2015; Collinder and Zachariassen, 2016; Zachariassen och Collinder, 2016). Inventeringen omfattar alla de gölar i området där gölgroda observerats före 2014 och gölar som bedömts ha förutsättningar för att kunna hysa gölgroda (Nordén m.fl. 2016). Bedömningen bestod av att gölen skulle finnas inom uppskattat spridningsavstånd för gölgroda (ca 1000 m från kända förekomster) och vara solöppen, fiskfri och relativt grund (Collinder, personlig kommunikation, 2018).

Adulter inventerades en gång per säsong 2014, 2015 och 2016. Inventeringen genomfördes vid dagar med goda väderförhållanden, $>18^{\circ}$ C med uppehållsväder och svaga vindar. Varje göl besöktes vid två tillfällen under olika dagar, där spelande och sedda individer räknades under en timmes tid. För att undvika dubbelräkning räknades antalet individer under fem minuter varefter en ny räkning påbörjades. Denna

inventeringsmetoden ger en mängd skattningar av antalet individer, som sedan kan användas för att beräkna ett skattat individantal i varje göl. I små gölar står inventeraren på samma plats under hela inventeringstiden och i större gölar förflyttar sig inventeraren till ett antal utkikspunkter. Varje göl rundvandrades dessutom i slutet av inventeringstimmen. I gölar med ett stort antal spelande grodor (>15) kunde inte den upprepande räkningen genomföras fullt ut, vilket medför att individantalet kan underskattas i framförallt individrika gölar. Metoden där inventeraren företrädesvis räknar spelande hanar innebär att honor och ungdjur blir underrepresenterade (Collinder, 2015; Collinder and Zachariassen, 2016; Zachariassen och Collinder 2016).

Inventering av juveniler genomfördes vid ett tillfälle under sensommaren 2014, 2015 och 2016. Juveniler (<3 cm) räknades genom att inventeraren gick långsamt längs med strandkanten av gölen under minst 30 minuter. Juveniler inventerades i alla anlagda gölar samt i de naturliga gölar där adulta grodor påträffats tidigare under säsongen (Collinder, 2015; Collinder and Zachariassen, 2016; Zachariassen och Collinder, 2016).

Resultaten från spelinventeringarna använde jag för att följa de lokala subpopulationernas populationsdynamik i de inventerade gölarna i området. Detta för att förstå vilka faktorer som är av betydelse för långsiktig överlevnad och hur metapopulationen påverkas av gölar som försvinner respektive tillkommer

4.2 Populationsstorlek

För att skatta antalet individer, med både honor och hanar inräknat, gjordes en beräkning baserat på antalet spelande individer. Detta gjordes med hjälp av artens relativa könsfördelning, vilken är känd från tidigare studier. Könsfördelningen hos gölgröda är inte jämn, utan könskvoten är cirka 0,61 honor per hane (Sjögren, 1991a). För att skatta det totala antalet individer (N) användes en modell där antalet honor beräknades utifrån känd könskvot och antalet spelande individer N_s (Ekvation 1).

$$N = N_s + (N_s \times 0,61) \quad (1)$$

För att få ett så korrekt värde som möjligt av populationens storlek representeras den totala populationsstorleken (P_t) av antingen N , eller antalet observerade individer N_{obs} , beroende på vilken kategori flest individer registrerats.

Genom att beräkna ett medelvärde av populationsstorleken i anlagda gölar och ett medelvärde av populationsstorleken i naturliga gölar utvärderade jag skillnader i populationsstorlek i de olika göltyperna med ett t-test. Medelvärdet baserades på data från samtliga inventerade år. Jag använde otransformerade data, eftersom logtransformering inte ökade normalfördelningen.

4.3 Populationstrender och reproduktion

För att utvärdera hur trender i populationstillväxt skiljer sig mellan de två göltyperna gjordes linjära regressionsanalyser med populationsstorlek som beroende variabel. Förändring i populationsstorleken representeras av *k-värdet* i regressionen vilken beskriver en ökning eller minskning av populationen mellan två år. För att få ett proportionerligt mått på populationstillväxten i varje göl dividerades *k-värdet* med medelpopulationsstorleken (medelvärde av populationsstorleken för samtliga inventerade år). Detta ger en procentuell tillväxt som möjliggör jämförelser av populationstrender mellan gölarna oavsett storlek på ursprungspopulationen (Ekvation 2).

$$k_p = \frac{k \text{ [n/år]}}{\text{Medelpopulationsstorlek [n]}} \quad (2)$$

Antal observerade juveniler N_j inkluderas inte i P_t , utan förekomst av smågrodor tolkas endast som ett tecken på reproduktion i gölen.

4.4 Habitatvariabler och rumslig placering av gölar

För att utvärdera skillnader mellan anlagda och naturliga gölar samt gölar med större och mindre populationsstorlek, har habitatvariabler vilka jag bedömde kunde ha en möjlig påverkan på den lokala populationen analyserats (Figur 4–1). Variablerna har valts utifrån resultaten av tidigare studier av utdöenden och isolation av metapopulationer av gölgroda i norra Uppland (Sjögren, 1991a).

Tabell 4–1. Beskrivning av gölvariabler. Alla skattningar av trädexponering och avstånd till Östersjön har gjorts via ortofoto i Lantmäteriets e-tjänst för kartsök och ortnamn (Lantmäteriet 2017).

VARIABEL	FÖRKORTNING	FÖRKLARING
Gölarea	AREA	Gölytans area (m ²)
Avstånd från Östersjön	$D_{\text{ösjö}}$	Avstånd (m) från göl till Östersjön
Konnektivitetsmått	D_{rep}	Avstånd (m) från göl till närmaste göl med reproduktion.
Konnektivitetsmått	$D_{0,5}$	Den totala populations-storleken (exklusive aktuell göl) inom en viss radie om 0,5 km
Trädexponering	EXP	Gölens skuggexponering baserat på uppskattat andel skuggande träd längs strandlinjen i sydöst, syd och sydvästlig riktning.
Anlagd/naturlig göl	GÖLTYP	1 = anlagd, 0 = naturlig

Först analyserades effekten av utvalda variabler och medelpopulationsstorleken i gölarna med linjär regression. Regressionsanalyser genomfördes för varje variabel enskilt. För att få normalfördelade data logtransformerades samtliga gölvariabler, undantaget EXP, som arcsintransformerades eftersom denna variabel beräknats i *andel* skuggande träd. Därefter testades skillnader mellan anlagda och naturliga gölar med avseende på utvalda gölvariabler och hur dessa påverkar populationsstorleken. I analysen gjordes t-tester för populationsstorlek och gölvariabler i naturliga respektive anlagda gölar. För att upptäcka eventuella samband mellan testade habitatvariabler genomfördes även korrelationstest av dessa.

Jag analyserade sannolikheten för spridning av gölgroda i relation till två konnektivitetsmått. Det första konnektivitetsmålet (D_{rep}), innebär att man beräknar avståndet till mittpunkten av den närmaste göl som har spelande grodor med reproduktion (Gulve, 1994). Det andra konnektivitetsmålet ($D_{0,5}$) innebär att man summerar populationsstorleken (exklusive aktuell göl) inom en radie om 500 m (Ranius m.fl., 2010, Ekvation 3). Gölgradans förmåga att förflytta sig på land har uppskattats till omkring 1 km (Sjögren, 1989). Men på grund av områdets begränsade storlek och att avståndet mellan de flesta gölar är mindre än 1 km (Figur 4-1), valde jag att beräkna ett $D_{0,5}$ för en radie av 0,5 km.

$$D_{0,5} = \sum_{j=1}^n A_j \quad \text{för alla } i \neq j \quad \text{och} \quad d_{ij} < r \quad (3)$$

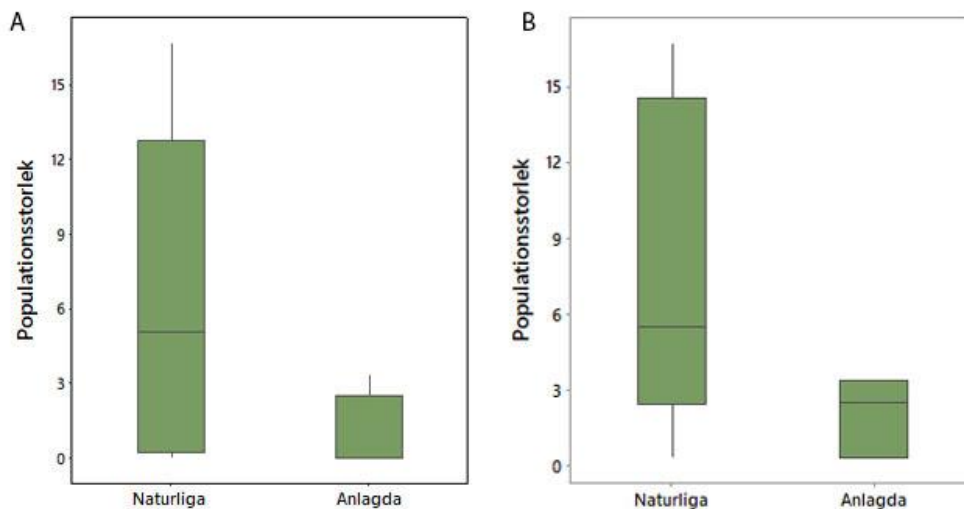
$D_{0,5}$ = konnektivitetsmått 2, A = populationsstorlek, $i = göl_1$, $j = göl_2$, d_{ij} = avstånd mellan göl i och j , n = antal gölar.

5. Resultat

5.1 Populationsstorlek

Alla populationsskattningar som baserat på P_t (antingen N eller högsta antalet observerade individer N_{obs}) visade att alla populationerna var små i området. I Figur 5-1 A inkluderades *samtliga* gölar och i Figur 5-1 B exkluderades de gölar med $P_t=0$. Det vill säga där inga grodor observerats. Medelpopulationsstorleken i anlagda gölar var signifikant mindre i båda fallen (Figur 5-1). Medelpopulationsstorleken (baserat på data från samtliga inventerade år) var ca 3 individer i de anlagda gölarna. I de naturliga gölarna, exkluderat gölar med $P_t = 0$, var den högre (ca 8 individer). Variationen i populationsstorlek mellan gölarna var stor både i de naturliga och i de anlagda (Figur 5-1).

Av de gölar som kommer att fyllas igen var det endast i göl 12 som grodor noterades 2014–2016. Göl 12 hade en medelpopulationsstorlek på 15 individer vilket är 20 % av den totala populationsstorleken. I 3 av de 6 anlagda gölarna, och i 3 av de 11 naturliga gölarna har inga grodor noterats under undersökningsperioden. I två av de anlagda gölarna utan individer har enstaka grodor noterats tidigare år. Det totala antalet individer i alla anlagda gölar var 7 individer, vilket är ungefär 10 % av den totala populationsstorleken (Tabell 4 Appendix).



Figur 5-1. A: Populationsstorlek (P_t) för samtliga naturliga och anlagda gölar. Naturliga: median = 5,1, medelvärde = 5,6. Anlagda: median = 0,0, medelvärde = 1,0. P-värde = 0,029.

B: Populationsstorlek (P_t) för naturliga och anlagda gölar, exkluderat de gölar med $P_t = 0$.

Naturliga: median = 5,5. Medelvärde = 7,7. Anlagda: median = 2,5. Medelvärde = 2,1. P-värde = 0,043.

5.2 Populationstrender och reproduktion

Reproduktion har konstaterats i tre av de anlagda och i sex av de naturliga gölarna under 2014–2016 (Figur 5–1). Populationen tenderade att öka i de flesta gölarna. Endast en göl (19a) uppvisade en negativ populationstrend. Tvåsidigt t-test visade att populationstrenden (k) inte skilde sig åt mellan göltyperna ($p = 0,250$). I naturliga gölar var medelvärdet något högre (+2,1 individer/år) än i anlagda gölar (+0,8 individer/år). Den proportionerliga populationsökningen (k_p) (där hänsyn tagits till ursprungspopulationens storlek) var däremot högre i anlagda gölar där den ökade i genomsnitt 80 % per år. I naturliga gölar var den genomsnittliga populationsökningen 40 % per år. Den proportionerliga populationstrenden tyder där med på att populationerna i de anlagda gölarna ökade snabbare än vad de gjorde i de naturliga gölarna. Skillnaden mellan göltyperna var dock inte statistiskt signifikant ($p = 0,578$). I gölar med $k = 0$ påträffades inga grodor under inventeringsperioden varpå ingen tillväxt heller kan konstateras. Dessa gölar exkluderades därför också ur testen.

Tabell 5–1. Populationstrender i samtliga gölar. k = riktningskoefficient. k representerar populationens tillväxt mellan två år (mellanårsvariationen) och k_p representerar proportionerlig populationstillväxt. Göl nummer 6b, 11f, 11g, 17a, 19a och 66a är anlagda (markerade med fet text). Göl nummer 7, 8a, 11h, 12, 13a, 13b, 14, 15, 16, 18, och 22 är naturliga. Göl nummer 12, 13a och 13b planeras att fyllas igen (markerade med *).

GÖLNUMMER	TREND			REPRODUKTION
	k	k_p		
6b	0,50	150 %	↗	Ja
11f	0,00	-	-	Nej
11g	0,00	-	-	Nej
17a	2,72	110 %	↗	Ja
19a	- 0,81	- 24 %	↘	Ja
66a	0,00	-	-	Nej
7	1,61	33 %	↗	Ja
8a	0,81	50 %	↗	Ja
11h	0,00	-	-	Nej
14	1,00	8,4 %	↗	Ja
15	1,00	18 %	↗	Ja
16	0,81	15 %	↗	Ja
18	8,17	49 %	↗	Ja
22	0,50	150 %	↗	Nej
12*	2,50	16 %	↗	Nej
13a*	0,00	-	-	Nej
13b*	0,00	-	-	Nej

5.3 Habitatvariabler och rumslig placering av gölar

De naturliga och anlagda gölarna skilde sig åt med avseende på flera egenskaper (Tabell 5–2). Anlagda gölar var generellt sett mindre än de naturliga (AREA) och deras avstånd till Östersjön ($D_{\text{ösjö}}$) längre. De anlagda gölarna hade däremot högre konnektivitet med både ett kortare avstånd till närliggande gölar med reproduktion (D_{rep}), och omgivna av fler bra gölar med ett högre individantal ($D_{0,5}$). De anlagda gölarna var dessutom omgivna av en lägre andel skuggande träd (EXP) och är därmed mer solexponerade (Tabell 5-2). Samtliga medelvärden i Tabell 5-2 representerar all tillgängliga data och kan ses som en sammanställning av alla gölar. Det är således inget stickprov varpå inga p-värden har beräknats. Konnektivitetsmått ($D_{0,5}$), var den enda gölvariabel som hade en statistiskt signifikant effekt på populationsstorleken ($p = 0,014^*$) (Tabell 5–3). $D_{0,5}$ hade ett negativt k vilket innebär att ju fler gölar med stora populationer som ligger i närheten desto mindre är populationen i den aktuella gölen (Tabell 5–3). Tester av populationsstorlek i naturliga och anlagda gölar visade att populationsstorleken snarare påverkas av om gölen är anlagd eller naturlig än någon av de testade gölvariablerna (Figur 5-1). Korrelationstest för habitatvariablerna visar att det inte fanns någon korrelation mellan habitatvariablerna som var statistiskt signifikant (Tabell 5-4).

Tabell 5–2. Medelvärden för testade gölvariabler i relation till typ av göl.

VARIABEL	NATURLIG	ANLAGD
AREA (m ²)	1 932	326
$D_{\text{ösjö}}$ (m)	451	800
D_{rep} (m)	297	180
$D_{0,5}$ km	18	26
EXP (%)	33	5

Tabell 5–3. Samband mellan populationsstorlek (medelvärde och gölvariabler, testade enskilt med linjär regression). k = riktningskoefficient.

VARIABLER	MEDELVÄRDE AV POPULATIONSTORLEKEN (TOTPOPS)	
	k	p
AREA (m ²)	4,0	0,141
$D_{\text{ösjö}}$ (m)	0,9	0,813
D_{rep} (m)	3,3	0,462
$D_{0,5}$ (km)	-13,2	0,014 *
EXP (%)	3,8	0,228

Tabell 5-4. Korrelationstest mellan undersökta variabler.

VARIABLER		Log (AREA)	Log ($D_{\text{ösjö}}$)	Log (D_{rep})	Log ($D_{0,5}$)
log $D_{\text{ösjö}}$	Korrelation	-0,400			
	p-värde	0,111			
log D_{rep}	Korrelation	0,206	-0,305		
	p-värde	0,428	0,234		
log $D_{0,5}$	Korrelation	-0,484	-0,021	-0,094	
	p-värde	0,068	0,942	0,740	
arcsin EXP	Korrelation	0,259	-0,030	-0,132	- 0,015
	p-värde	0,316	0,910	0,614	0,958

6. Diskussion

Det fanns skillnader mellan anlagda och naturliga gölar med avseende på både habitatvariabler och populationsstorlekar. Däremot fanns det inte något statistiskt signifikant samband mellan populationsstorlek och de utvalda habitatvariablerna. Studien innefattade ett fåtal dammar varpå detta samband inte är säkert. Men det skulle kunna förklaras i att inte habitatvariablerna i sig påverkade populationsstorleken, utan att detta snarare beror på om gölen var anlagd eller inte. Trender i populationstillväxt visar att populationerna i anlagda gölar ökade snabbare än vad de gjorde i de naturliga gölarna.

6.1 Populationsstorlek

Populationsstorleken i anlagda gölar var mindre än i naturliga.

Medelpopulationsstorleken var ca 3 individer i de anlagda gölarna ca 8 individer i de naturliga. Små populationer löper större risk att dö ut än vad stora populationer gör, vilket på sikt kan innebära att hela metapopulationens långsiktiga överlevnad hotas (Hanski, 1999). Gölgradans väderberoende för framgångsrik reproduktion innebär stora fluktuationer mellan år eftersom reproduktionen kan misslyckas helt kalla år (Sjögren, 1991a). Storleken på varje delpopulation är därmed avgörande för att förhindra lokala utdöenden. Om hela metapopulationen därtill är liten kommer lokala utdöenden att ge ännu större negativa konsekvenser för populationen. De gölar i undersökningsområdet som hyser en större delpopulation är därför extra viktiga för hela metapopulationens överlevnad. Detta eftersom gölar med mindre delpopulationer, som riskerar att dö ut, kan kompenseras och upprätthållas lokalt av invandring från mer produktiva områden (Pulliam, 1988).

Studien visade att anlagda gölar hade mindre populationer än vad naturliga gölar hade. En möjlig förklaring till detta skulle kunna vara att det tar tid för ett nyskapat habitat att utveckla de kvalitéer som krävs för att de ska bli lämpliga (McKenney och Kiesecker, 2010). De nybildade gölarna hade vid studietillfället existerat i 2 respektive 4 år och var troligtvis för unga för att ha koloniserats av reproducerande grodor i någon större utsträckning. Tidigare studier av anlagda dammar visade att gröna grodor (gölgroda och ätlig groda) koloniserar nya dammar relativt snabbt (inom 3 år), men att reproduktionsframgången är sämre i dessa dammar (Rannap m.fl., 2009). Ytterligare studier av kolonisation i anlagda dammar visade att det tog 5,5 år för ett fungerade grodsamhälle att etableras (Pechmann m.fl., 2001). Antagligen påverkas sannolikheten för kolonisationen även av vegetationen i den aktuella lokalen (Pechmann m.fl., 2001). Resultat från bottenkarteringen av de anlagda gölarna tyder på att växtsamhällena i dessa gölar skiljer sig från de naturliga. Däremot konstateras det att de anlagda gölarnas bottenvegetation blir mer och mer lik de naturliga (Nordén, 2016). Detta stärker ytterligare antagandet att de anlagda gölarna behöver mer tid innan de har utvecklat de kvalitéer som gölgroda kräver.

Göl 12 (Figur 4–1) som kommer att fyllas igen till följd av slutförvaret (Nordén m.fl., 2016), hyser en av de större delpopulationerna i området (Tabell 4 appendix). Större populationer kan kompensera och upprätthålla de mindre populationerna (Pulliam, 1988), varpå den lokala populationen i göl 12 kanske är en viktig spridningskälla i området. Det kan därför finnas en risk att hela metapopulationen kommer att påverkas när göl 12 försvinner, innan någon av de anlagda gölarna hyser en population i motsvarande storlek. För att kunna ge svar på hur detta skulle påverka populationen skulle ytterligare studier, genom t.ex. simuleringar av metapopulationsdynamiken, krävas. Idag ersätter populationerna i de anlagda gölarna 10 % av den totala populationsstorleken, medan ca 20 % kommer att försvinna när göl 12 fylls igen. Detta är inte förvånande eftersom de anlagda gölarna inte funnits mer än ett fåtal år. Det kan därför vara för tidigt att göra en bedömning av om de nygrävda gölarna kommer vara en fullgod ersättning till de gölar

som försvinner. Forsmarkspopulationen är därtill skild från de övriga Uppländska gölgrödepopulationerna vilket kan innebära att de får svårt att återkoloniserar om populationen på sikt dör ut.

Det finns dåligt med stöd i forskningen som visar att inventeringar av grodor genom spelfrekvens ger goda indikatorer på populationsstorlek (Nelson och Graves, 2004). Studier av populationskattningar hos grön groda (*Rana clamitans*) visade att populationskattningar i stora populationer lätt underskattas. En möjlig förklaring till detta är att en del hanar slutar att spela i stora populationer då de inte klarar av att hålla sitt revir (Nelson och Graves, 2004). När antalet icke-spelande hanar ökar blir populationskattningen baserat på spelfrekvens osäker. I samma studie konstaterar man dessutom att den totala andelen hanar ökade desto större populationen var vilket ytterligare stärker att inventering med spelverkens ger en osäker populationskattning (Nelson och Graves, 2004). Under inventeringarna, vars data användes i denna studie, har uppskattningen av antalet spelande grodor i gölar med ett stort individantal upplevts som svår och man antar att antalet grodor har underskattats i framförallt dessa gölar (Collinder, 2015; Collinder och Zachariassen, 2016a; Zachariassen och Collinder, 2016).

6.2 Populationstrender och reproduktion

En hypotes i denna studie var att populationsstorleken skulle vara konstant i de naturliga gölarna medan den skulle öka i de anlagda gölarna. Resultaten visar att populationerna i både naturliga och anlagda gölarna hade en stigande populationstrend. Ökningen var i genomsnitt 80 % per år i anlagda och 40 % per år naturliga. Skillnaden i populationsstorlek mellan göltyperna var dock inte statistiskt signifikant, vilket skulle kunna förklaras i att få gölar ingår i studien och att studietiden var kort.

Reproduktion konstaterades i 3 av de 6 (50 %) anlagda gölarna och i 6 av de 11 (55 %) naturliga. Beroende på avstånd till närmaste göl med reproduktion skulle de övriga gölarna, utan reproduktion, kunna ses som satellitlokaler där hanar kväker tidigt under lekperioden men som senare ansluter till den reproducerande populationen (Sjögren, 1989; Gulve, 1994). Ett annat alternativ skulle kunna vara att de gölar utan reproduktion inte är socialt accepterade, d.v.s. att grodorna uppfattar de gölar med ett mindre antal grodor som sämre reproduktionsvatten (Sjögren, 1989). Ytterligare en förklaring skulle kunna vara att gölar utan reproduktion hade låg vattentemperatur vilket resulterat i få spelande hanar och ingen reproduktion (Sjögren, 1991a).

6.3 Habitatvariabler

Studien visade att anlagda och naturliga gölar skilde sig åt med avseende på flera habitatvariabler. De anlagda gölarna var mer solexponerade än de naturliga. Dessutom var de anlagda gölarna i genomsnitt mindre. De anlagda gölarna har därmed goda förutsättningar att snabbt värmas upp på våren och bör därför kunna erbjuda goda förhållanden för en reproducerande gölgrödepopulation (jmf Sjögren, 1991b). Små gölar påverkas tidigare av den vegetativa successionen, i så stor utsträckning att de blir olämpliga som gölgrödehabitat, än vad en större göl gör (Gulve, 1994). Detta kan ses som problematiskt eftersom dessa gölar förmodligen kommer behöva existera en längre tid innan de mognar och accepteras som habitat för gölgrödor (McKenney och Kiesecker, 2010). För att förhindra att de anlagda gölarna växer igen har SKB åtagit sig att sköta de anlagda gölarna under den period som slutförvaret byggs och drivs (Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011). När jag jämförde populationsstorlek (P) och anlagd eller naturlig göl pekade resultaten på att det var just om gölen var anlagd eller naturlig som påverkade populationens storlek och inte habitatvariablerna i sig.

6.4 Rumslig placering av gölar

De anlagda gölarna hade högre konnektivitet med både ett kortare avstånd till närliggande gölar med reproduktion (D_{rep}), och en större total populationsstorlek (exklusive aktuell göl) inom en 500 m radie ($D_{0,5}$). $D_{0,5}$ hade en betydande negativ effekt på populationsstorleken. Det innebär att ju fler bra gölar med stora populationer som finns i närheten desto mindre är populationen i den aktuella gölen. En möjlig förklaring till detta samband skulle kunna vara att alla gölar inte används för reproduktion utan att en del av gölarna är s.k. satellitlokaler där unga hanar kväker under början av lekperioden för att sedan ansluta sig till den större populationen (Sjögren, 1989). Vilken inverkan det faktum att gölgrödor är sociala grodor kommer att ha på kolonisation av nyanlagda gölar är svårt att säga. Troligen påverkas grodorna av sociala faktorer i större utsträckning i områden med många bra habitat än i områden med färre eftersom en göl med ett högt individantal och ett lämpligt lokalklimat resulterar i att unga "satellitbanor" ansluter och att många grodor lägger ägg (Sjögren, 1989). Detta skulle kunna innebära att nyanlagda gölar som ligger nära andra bra habitat, med en stor population av grodor, har en lägre sannolikhet att koloniseras av nya individer.

Resultaten visade också att D_{rep} hade ett positivt samband med populationsstorlek (ej statistiskt signifikant), vilket innebär att ju längre avståndet var till en göl med en reproducerande population desto större var också populationen i den aktuella gölen. I tidigare studier av gölgrödor har det konstaterats att avståndet till närmaste göl med reproduktion påverkar förekomsten av gölgrödor negativt. Ju närmare en göl ligger en annan göl med en reproducerande delpopulation desto större är sannolikheten för förekomst av gölgrödor (Gulve, 1994). Detta behöver inte nödvändigtvis betyda att avståndet till närmaste göl med reproduktion också påverkar populationsstorleken i gölen, men en möjlig förklaring till varför denna studie gav ett positivt samband mellan populationsstorlek och avstånd till närmaste göl med reproduktion skulle kunna vara att spridningen i området är god eftersom avståndet mellan de flesta gölar är mindre än 1 km (Sjögren, 1989; Figur 4-1). En annan möjlig förklaring till det positiva sambandet skulle kunna vara att ett långt avstånd till närmaste reproducerande population skulle kunna innebära att grodorna är mer benägna att stanna kvar i den aktuella gölen.

7. Slutsatser

Ekologisk kompensation syftar till att stoppa all förlust av biologisk mångfald som är framkallade av mänsklig aktivitet (BBOP, 2012; Naturvårdsverket, 2016). Tidigare studier visar att anlagda dammar koloniserar relativt snabbt av amfibier. Däremot såg man att bland annat reproduktion var sämre i anlagda dammar jämfört med naturliga (Pechmann m.fl., 2001; Rannap m.fl., 2009). Små populationer löper en risk att dö ut av slumpmässiga förändringar (Hanski, 1998). Gölgrodepopulationerna i SKB:s anlagda gölar är ännu små och riskerar därför att dö ut. Därtill så kommer en av de större delpopulationerna att försvinna till följd av slutförvaret och det är osäkert om de nya gölarna kan komma att kompensera för denna förlust. De gölar som hyser större populationer har en viktig funktion i en metapopulation eftersom dessa gölar kan kompensera för utdöenden i mindre produktiva områden (Pulliam, 1988). Det verkar däremot som att de anlagda gölarna uppfyller flera av de kriterier som gölgrodan kräver för framgångsrik reproduktion (Sjögren, 1991b) och populationstrenden i de dessa gölar tyder dessutom på att populationerna ökar i storlek. Resultaten visar att det är svårt att utforma en fungerande kompensationsåtgärd som på lång sikt ger säkerställd miljönytta.

Ytterligare parametrar som bör tas med i beräkningarna för de eventuella förluster som slutförvaret kommer att innebära är gölgradans väderberoende. Alla delpopulationer i området är små och därför kommer det att vara viktigt att åtgärderna fungerar tillfredställande. Detta eftersom det bör finnas en buffert för kalla år då reproduktionen helt kan utebli i en del av gölarna (Sjögren, 1991a).

Det finns studier som tyder på att det går att etablera fungerande habitat för hotade grodarter. En förutsättning för att lyckas med detta är att det nya habitatet uppfyller artens livsmiljökrav och att det erbjuder god konnektivitet för populationerna (Rannap m.fl., 2009). För att lyckas med detta krävs god kunskap om arterna så det finns möjlighet att identifiera vart och på vilket sätt kompensationsåtgärden ska utformas. Brist på information och uppföljande arbete kopplat till kompensationsåtgärder för hotade grodarter gör detta dessvärre mycket svårt (Rannap m.fl., 2009).

Kompensationsåtgärder bör utarbetas så att de har förutsättningar för flera arter att utnyttja (Naturvårdsverket, 2009). Denna studie har utformats med stöd från tidigare studier av gölgroda varpå resultatet inte ger några generella riktlinjer för om åtgärden ger förutsättningar för andra våtmarksarter. Däremot har flera andra skyddade amfibier hittats i gölgrodelokaler (Sjögren, 1989; Collinder, 2015; Collinder och Zachariassen, 2016; Zachariassen och Collinder, 2016), varpå uppföljande arbete kopplat till SKB:s kompensationsåtgärder kan ses som viktigt även i andra sammanhang.

8. Fortsatta inventeringar och kommande studier

Populationsstorlekar hos bland annat gölgrödor tycks variera kraftigt mellan år (Sjögren, 1989; Pechmann m.fl., 2001). För att få bra data krävs antagligen en längre tid av återkommande inventeringar. I tidigare studier ansågs det att anlagda våtmarker bör övervakas i minst 20 år, eftersom rumslig eller tidsmässig variation och tidens inverkan på det nya habitatet annars ger för stor påverkan på resultatet (Zedler, 1993). Inventeringsmetoden som används i denna studie innebär att naturliga gölar med redan konstaterad gölgrodepopulation och gölar som bedömts kunna hysa grodor inventerades. Sannolikheten att hitta grodor i de utvalda naturliga gölarna blir relativt stor, eftersom grodor redan observerats där, eller att gölarna valts ut efter gölgradans habitatkrav. Däremot har samtliga anlagda gölar inventerats, även de utan grodor. En jämförelse mellan de båda göltyperna skulle därmed kunna ge missvisade resultat. Å andra sidan är de anlagda gölarna anpassade efter gölgradans habitatkrav varpå de anlagda gölarna kan sägas utvalda på samma premisser, varpå en jämförelse mellan dem kan ses som befogad. Resultaten från denna studie bygger på en liten datamängd, varpå det finns risk för att jag har underskattat eller överskattat en del samband. Ett mer givande resultat skulle förmodligen kunna fås om man gjorde om denna utvärdering när de anlagda gölarna har funnits en längre tid. De studier som Sjögren Gulves har gjort på gölgroda i Norduppland bygger på förekomst och icke förekomst av gölgroda Uppland (Sjögren 1989; Gulve, 1994; Sjögren, 1991b; Sjögren, 1991a), vilket inte bör översättas direkt till att de undersökta variablerna kommer att ge en stor population.

God kunskap om arters krav på habitat, utbredning och populationsstorlekar är en förutsättning för att kunna skydda dessa (Naturvårdsverket, 2016; Rannap m.fl., 2009). De populationsskattningar som inventeringsmetoden resulterar i ger antagligen ett osäkert mått på den faktiska populationsstorleken. Det skulle därför vara av intresse att genomföra en metodstudie för gölgrodeinventeringar där flera alternativa metoder testas. Resultatet skulle sedan kunna användas för att genomföra en bättre utvärdering av SKB:s åtgärder för gölgroda. Frågeställningar inför kommande studier skulle kunna vara ”Hur väl stämmer populationsskattningarna av gölgroda med verkligheten?” och ”vilken inverkan har sociala faktorer på kolonisation av nya habitat hos gölgroda?”

Referenser

- Artdatabanken, 2017. Artfakta *Pelophylax lessonae* Gölgroda
<https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/100119> [Hämtad: 2018-01-18]
- Andrén, C., 2004. *Forsmark site investigation Amphibians and reptiles*. Stockholm. Nature Artbevarande och Foto AB, Svensk Kärnbränslehantering AB. P-04-07.
- Arnold, E.N., Burton, J.A., 1978. *Reptiler och amfibier i Europa*. Stockholm. Bonnier. SFS (2007:845). *Artskyddsförordningen*. Miljö- och energidepartementet.
- BBOP, 2012. Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). *Glossary*. Washington DC, 2nd updated edition 2012.
- Buckley, J., Foster, J., 2005. *Reintroduction strategy for the pool frog Rana lessonae in England*. England. English Nature Research Reports. Nr 642.
- Collinder, P., 2015. *Inventering av gölgroda, större vattensalamander och gulyxne i Forsmark 2014*. Stockholm. Ekologigruppen AB, Svensk Kärnbränslehantering AB. Nr. P-15-02.
- Collinder, P., 2018. Personlig kommunikation. E-post januari 2018.
- Collinder, P., Zachariassen, E., 2016. *Inventering av gölgroda, större vattensalamander och gulyxne i Forsmark 2015*. Stockholm. Ekologigruppen AB, Svensk Kärnbränslehantering AB. Nr. P-16-01.
- Gulve, P.S., 1994. *Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, rana lessonae*. *Ecology* 75(5):1357–1367.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation Ecology*. OUP Oxford.
- Hanski, I., 1998. *Metapopulation dynamics*. London. *Nature*. 396: 41–49.
- Kärvemo, S., Post. Doc. Uppsala Universitet. 2018. Personlig kommunikation. E-post januari 2018.
- Koh, N.S., Hahn, T., Ituarte-Lima, C., 2017. *Safeguards for enhancing ecological compensation in Sweden*. Stockholm. Land Use Policy 64:186–199.
- Kuzmin, S., Beebee, T., Andreone, F., Nyström, P., Anthony, B., Schmidt, B., Ogradowczyk, A., Ogielska, M., Cogalniceanu, D., Kovács, T., Kiss, I., Puky, M., Vörös, J., n.d. *Pelophylax lessonae* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species 2009*. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T58643A11818386.en>. [Hämtad:2018-01.30].
- Lindgren, B., Nilsson, J., Söderman, F., 2014. *Åtgärdsprogram för gölgroda 2014–2018. Rana lessonae*. Länsstyrelsen Uppsala län. Naturvårdsverket.
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. *Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks*. *Environmental Management*. 45:165–176.
- Nelson, G.L., Graves, B.M., 2004. *Anuran population monitoring: comparison of the north american amphibian monitoring program's calling index with mark-recapture estimates for Rana clamitans*. *Journal of Herpetology*. 38(3):355–359.
- Nilsson, J., 2009. *2009 års inventering av gölgroda (Rana lessonae) i Norduppland*. Länsstyrelsen Uppsala Län. Länsstyrelsens meddelandeserie 2013:02.
- Nordén S, Collinder P, Löfgren A, Werner K, 2016. *Utvärdering av åtgärder för att gynna gölgrodepopulationen i Forsmark*. Svensk Kärnbränslehantering AB, dokumentid 1535477
- Pechmann, J.H.K., Estes, R.A., Scott, D.E., Whitfield Gibbons, J., 2001. *Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss*. *Wetlands* 21(1):93–111.
- Persson, J., 2011. *Att förstå miljökompensation*. Göteborg. Melica Media.
- Persson, J., 2014. *Miljökompensation vid väg- och järnvägsprojektidentifiering av status, problem och möjligheter*. Alnarp. Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Pulliam, H.R., 1988. *Sources, sinks, and population regulation*. *The American Naturalist* 132: 652–661.
- Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992. *Om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter*.
- Ranius, T., Johansson, V., Fahrig, L., 2010. *A comparison of patch connectivity measures using data on invertebrates in hollow oaks*. *Ecography* 33:971–978.
- Rannap, R., Lohmus, A., Briggs, L., 2009. *Restoring ponds for amphibians: a success story*. *Hydrobiologia* 634:87–95.
- Sas-Kovacs, I., Sas-Kovacs, H., Covaciu-Marcov, S.-D., Strugariu, A., Covaci, R., Ferenti, S.,

2007. *Food habits of a Pool frog Pelophylax lessonae – Edible frog Pelophylax kl. esculentus population from North- Western Romania*. Biota 8:71–78.
- Schoukens, H., Cliquet, A., 2016. *Biodiversity offsetting and restoration under the European Union Habitats Directive: balancing between no net loss and deathbed conservation?* Ecology and Society 21(4):10.
- Sjögren, P., 1989. *Orsaker till små populationers utdöende - Metapopulationsdynamik hos gölgroda och andra arter*. Solna. Naturvårdsverket. Nr. 3686.
- Sjögren, P., 1991a. *Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (Rana lessonae)*. Biological Journal of the Linnean Society. 42:135–147.
- Sjögren, P., 1991b. *Genetic variation in relation to demography of peripheral pool frog populations (Rana lessonae)*. Evolutionary Ecology 5:248–271.
- SOU, 2017. *Ekologisk kompensation -Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses*. Stockholm. Statens Offentliga Utredningar. Wolters Kluwer Sverige AB, 2017:34.
- Sundberg, S., 2006. *Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr inklusive arterna gulyxne Liparis loeselii (NT), kalkkärrsgrynsnäcka Vertigo geyeri (NT) och större agatsnäcka Cochlicopa nitens (EN)*. Stockholm. Naturvårdsverket. Nr. 5601.
- Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011. *Miljökonsekvensbeskrivning: mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle*. Stockholm. Svensk kärnbränslehantering AB.
- Sverige, Naturvårdsverket, 2016. *Ekologisk kompensation: en vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Stockholm. Naturvårdsverket. Handbok 2016:1.
- Sverige, Naturvårdsverket, 2009. *Rätt våtmark på rätt plats en handledning för planering och organisation av arbetet med att anlägga och restaurera våtmarker i odlingslandskapet*. Stockholm. Naturvårdsverket. Nr. 5926.
- SÖ (1983:30) *Konventionen om skydd av europeiska vilda djur och växter samt deras naturliga miljö*.
- Von Storkirch, S., Wallström, K., 2008. *Botanisk mångfald i lövstauken*. Svensk Botanisk Tidskrift 102:3-4.
- Zachariassen, E., Collinder, P., 2016. *Inventering av gölgroda, större vattensalamander och gulyxne i Forsmark 2016*. Stockholm. Ekologigruppen AB, Svensk Kärnbränslehantering AB. Nr. P-16-24.
- Zedler, J., 1993. *Canopy architecture of natural and planted cordgrass marshes: selecting habitat evaluation criteria*. Ecological Applications. 3:123–138.
- Åse, L.E., 1982. *Shore Displacement at the Hallnas Peninsula, Uppland, Central Sweden, Calculated from the Evidence of Old Map*. Stockholm. Wiley on behalf of the Swedish Society for Anthropology and Geography. Geografiska Annaker. Series A, Physical Geography, 64(1): 95-103.

Appendix

Tabell 1. Sammanställning av inventering av vuxna individer och smågrodor 2014-2016 (ikryssad ruta = göl inventerad).

Vuxna individer																	
Göl nr																	
ÅR	11f	11g	19a	66a	16	18	7	15	6b	17a	14	8a	11h	12	13a	13b	22
2013					×	×	×	×			×	×		×	×	×	
2012	×	×	×	×	×	×	×	×			×	×	×	×	×	×	×
2013	×	×	×	×	×	×	×	×			×	×	×	×	×	×	×
2014	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
2015	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
2016	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×

Smågrodor																	
Göl nr																	
ÅR	11f	11g	19a	66a	16	18	7	15	6b	17a	14	8a	11h	12	13a	13b	22
2011																	
2012	×	×	×	×	×	×	×	×			×	×	×	×	×	×	×
2013	×	×	×	×	×	×	×	×			×	×	×	×			
2014	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×			
2015	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×			×			
2016	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×

Tabell 2. Sammanställning av inventeringsresultat 2011 – 2016. N_{OBS} = antal observerade adulters, N_s = antal spelande hanar, N_j = antal juveniler

Gölnr.	2011			2012			2013			2014			2015			2016		
	N_{obs}	N_s	N_j	N_{obs}	N_s	N_j	N_{obs}	N_s	N_j	N_{obs}	N_s	N_j	N_{obs}	N_s	N_j	N_{obs}	N_s	N_j
11f				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11g				1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19a				3	2	0	4	2	0	3	3	3	2	1	8	1	2	6
66a				2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	3	0		3	1	0	3	5	3	4	3	9	2	3	9	4	4	10
18	4	0		3	1	0	7	12	36	8	6	33	2	9	64	26	8	22
7	2	0		4	2	40	2	3	0	1	1	0	2	5	5	0	3	0
15	5	0		2	1	15	4	3	0	4	1	3	7	4	8	6	1	0
6b										0	0	1	0	0	3	1	0	0
17a										1	0	2	0	0	3	5	4	2
14	3	0		14	11	8	14	9	13	12	4	15	6	6	7	14	4	3
8a	0	0		2	0	0	0	0	0	1	1	4	0	0		0	2	3
11h				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
12	2	0		3	2	1	27	10	4	15	6	0	5	7	0	20	11	0
13a	0	0		0	0	0	0	0		0	0		0	0		0	0	0
13b	0	0		0	0	0	0	0		0	0		0	0		0	0	0
22				0	0	0	0	0		0	0		0	0		1	0	0

Tabell 3. Koordinater för samtliga gölar. 0 = Naturlig göl, 1= Anlagd

Gölnr.	Göltyp	Koordinater (RT90-RHB)	
		NORTHING, Y	EASTING, X
11f	1	6699799	1631265
11g	1	6699777	1631471
19a	1	6699046	1631645
66a	1	6698946	1631761
16	0	6699411	1631250
18	0	6698780	1631348
7	0	6699591	1631129
15	0	6699542	1631520
6b	1	6699633	1631061
17a	1	6699327	1631202
14	0	6699413	1631572
8a	0	6699938	1630601
11h	1	6699725	1631320
12	0	6700532	1631142
13a	0	6700347	1631214
13b	0	6700225	1631166
22	0	6699789	1632572

Tabell 4. Totalpopulationsstorlek för de år som SKB har inventerat gölgröda i Forsmarksområdet. Medelvärde är beräknat för åren 2014-2016.

Gölnr.	2014	2015	2016	MEDELVÄRDE	log(MEDELVÄRDE)
	POPULATIONSSTORLEK				
11f	0	0	0	0,00	0,00
11g	0	0	0	0,00	0,00
19a	4,83	2	3,22	3,35	0,64
66a	0	0	0	0,00	0,00
16	4,83	4,83	6,44	5,37	0,80
18	9,66	14,49	26	16,72	1,25
7	1,61	8,05	4,83	4,83	0,77
15	4	7	6	5,67	0,82
6b	0	0	1	0,33	0,12
17a	1	0	6,44	2,48	0,54
14	12	9,66	14	11,89	1,11
8a	1,61	0	3,22	1,61	0,42
11h	0	0	0	0,00	0,00
12	15	11,27	20	15,42	1,22
13a	0	0	0	0,00	0,00
13b	0	0	0	0,00	0,00
22	0	0	1	0,33	0,12

Tabell 5. Redovisning av reproduktion och procent skuggande träd i SV, S och SO. Göl nummer 16, 18, 7, 15, 14, 8a, 12, 13a, 13b, 11h och 22 är naturliga (vit). Göl nummer 11f, 11g, 19a, 66a, 6b och 17a är anlagda (grön).

Gölnr.	Reproduktion	Skuggande träd (%)
11f	Nej	0
11g	Nej	0
19a	Ja	25
66a	Nej	0
16	Ja	50
18	Ja	30
7	Ja	20
15	Ja	100
6b	Ja	0
17a	Ja	0
14	Ja	60
8a	Ja	0
11h	Nej	80
12	Nej	15
13a	Nej	40
13b	Nej	20
22	Nej	10