



Hur påverkas gölgroda (*Pelophylax lessonae*) av translokering? Undersökning av hemvändarbeteende och kroppskondition.

Maria Johansson

Självständigt arbete 15hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi
Biologi och miljövetenskap
Uppsala 2023



Hur påverkas gölgrodan (*Pelophylax lessonae*) av translokering?

Undersökningar av hemvändarbeteende och kroppscondition.

Maria Johansson

Handledare:

Simon Kärvemo, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi

Magnus Karlsson, Högskolan i Skövde, Institutionen för biovetenskap

Sara Nordén, ekolog för Svensk kärnbränslehantering AB (SKB)

Examinator: Göran Hartman, Institutionen för ekologi

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi, G2E

Kurskod: EX0894

Program/utbildning: Biologi och miljövetenskap – kandidatprogram

Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2023

Omslagsbild: Maria Johansson

Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: amfibier, ekologisk kompensation, "homing", groddjur, inomartskonkurrens, kroppscondition

Sveriges lantbruksuniversitet SLU
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

För att Svensk kärnbränslehantering AB (SKB) ska kunna anlägga ovanjordsdelarna för det planerade kärnbränsleförvaret i Forsmark kommer en göl som hyser skyddsvärda groddjur som gölgroda (*Pelophylax lessonae*) att torrläggas och fyllas igen. För att kompensera för habitatförlusten har SKB anlagt nya gölar som gölgrodorna ska translokeras till.

Detta är en form av ekologisk kompensation som blir allt vanligare vid exploatering. Men många är kritiska och menar att det som görs i en ekologisk kompensation inte är tillräckligt, och då projekten sällan följs upp kan man omöjligt veta om projektet var lyckat eller inte.

Då ekologiska kompensationer sällan följs upp eller utvärderas är syftet med denna studie att undersöka hur gölgrodan påverkas av translokering till ett nytt habitat, och hur den population som redan huserar i den anlagda gölen påverkas.

De två faktorerna som undersöktes var kroppskondition och hemvändarbeteende. Kroppskondition mättes hos både den translokerade populationen och den redan huserade populationen innan och efter translokeringen var klar. Fallfällor användes sedan för att undersöka om gölgrodor försökte ta sig ut ur gölen de blivit flyttade till.

Kroppskonditionen hos den translokerade populationen påverkades inte negativt av translokeringen då kroppskonditionen fortsatte att öka efter translokeringen och ingen signifikant skillnad i kroppskondition eller kroppsvikt visades mellan populationerna innan och efter flytten var avklarad. Den translokerade populationen påvisade ett hemvändarbeteende, men det var endast fem av tjugo som försökte ta sig hem. Att majoriteten inte försökte ta sig hem och alltså inte rörde sig mer än den icke translokerade populationen kan vara anledningen till att kroppskondition och kroppsvikt inte minskade efter translokeringen.

En indikation finns dock att den ursprungliga populationens kroppskondition påverkades negativt efter translokeringen var avslutad vilket kan bero av att den translokerade populationen är bättre konkurrenter om föda.

Då det ser ut som att den icke translokerade populationen påverkats negativt visar detta att mer studier behöver göras där både translokerade och icke translokerade individer undersöks för att bättre förstå vilken påverkan translokeringar faktiskt gör.

Abstract

For Svensk kärnbränslehantering AB (SKB) to be able to build the planned nuclear fuel repository in Forsmark, a pond that houses protected amphibians such as the pool frog (*Pelophylax lessonae*) will be drained and filled.

To compensate for the loss of habitat, SKB has built new ponds to which the pool frog will be translocated. This is a form of ecological compensation that is becoming increasingly common in exploitation. Many are critical and believe that what is done in ecological compensation is not enough, and as the projects rarely monitor outcomes it is impossible to know whether the project was successful or not.

As ecological compensations rarely monitor outcomes, the purpose of this study is to investigate how the pool frog is affected by translocation to a new habitat, and how the population that already resides in the constructed pond is affected.

The two factors examined were body condition and homing behavior. Body condition was measured in both the translocated population and the already resident population before and after the translocation was complete. Traps were then used to investigate whether pool frogs tried to get out of the pond they had been translocated to.

The body condition of the translocated population was not negatively affected by the translocation as body condition and body weight continued to increase after the translocation was done and no significant difference in body condition or body weight was shown between the populations before and after the move was completed.

The translocated population showed homing behavior, but only five out of twenty attempted to return home. That the majority did not try to get home and thus did not move more than the non-translocated population may be the reason why body condition did not decrease after the translocation. However, there is an indication that the body condition of the original population was negatively affected after the translocation was completed, which may be due to the translocated population being better competitors for food.

It seems like the non-translocated population has been negatively affected, and this result shows that more studies need to be done where both translocated and non-translocated individuals are examined to better understand what impact translocations have.

Innehåll

Sammanfattning.....	3
Abstract.....	4
1. Inledning.....	6
1.1 Ekologiska kompensationer	6
1.2 Hemvändarbeteende (homing behavior).....	7
1.3 Gölgrodan (<i>Pelophylax lessonae</i>)	8
1.4 Hot mot gölgroda	11
2. Bakgrund och syfte.....	12
2.1 Syfte	13
2.2 Hypoteser	14
3. Metod.....	15
3.1 Etiskt tillstånd och smittspridning	15
3.1.1 Etiska tillstånd	15
3.1.2 Smittspridning	16
3.2 Arbetsmetod	16
3.3 Datainsamling och statistik	20
3.3.1 Kroppskondition	20
3.3.2 Hemvändarbeteende	21
3.3.3 Population och övriga mätningar.....	22
4. Resultat.....	22
4.1 Population och återfångst.....	22
4.1.1 Population.....	22
4.1.2 Återfångst	24
4.2 Kroppskondition	25
4.3 Hemvändarbeteende.....	28
4.4 Övriga mätningar	30
5. Diskussion	31
Slutsats.....	35
Bilaga.....	36
Referenser.....	36

1. Inledning

1.1 Ekologiska kompensationer

Mänsklig aktivitet har förändrat ungefär en tredjedel till hälften av jordens landyta, vilket har lett till en drastisk minskning av biologisk diversitet (McKenney & Kiesecker, 2009). Fler än 40 000 djurarter är utrotningshotade idag, varav amfibier är den djurgrupp med flest hotade arter (IUCN, 2022 a).

Ett verktyg som har ökat kraftigt globalt sedan 2007 för att minska mänsklig påverkan på biologisk diversitet och risken för utdöenden är så kallade ekologiska kompensationer (Resende et al. 2020). En ekologisk kompensation är ett samlingsnamn för många olika bevarande åtgärder, där en typ av ekologisk kompensation är förflyttning (translokering) av en population från ett område till ett annat (IUCN/SSC, 2013; Naturvårdsverket, 2016). Translokering av en population i bevarande syfte görs ofta vid t.ex. exploatering där ett område med skyddsvärda arter och höga naturvärden riskeras att skadas eller permanent försvinna. En kompensation kan då vara att translokera de skyddsvärda arterna till ett liknande habitat längre bort, eller att nyskapa det habitat som kommer försvinna på lämplig plats och flyttar arterna dit.

En djurgrupp som ofta drabbas av kompensationsåtgärder som translokering är groddjur då groddjur har ett lagligt skydd i Sverige enligt Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) §4a och §5. Det lagliga skyddet gör att det är förbjudet att bl.a. avsiktligt döda eller fånga groddjur som t.ex. gölgröda (*Pelophylax lessonae*). Detta gör att planer om exploatering kan hindras, men dispens går att få om det inte finns någon annan lämplig lösning §14:1 (SFS 2007:845), dispensen kan då komma med villkor. I detta fall har Svensk kärnbränslehantering AB (SKB) som ska bygga det nya slutförvaret för använt kärnbränsle i Forsmark ansökt om dispens och fått den godkänd av Länsstyrelsen i Uppsala. Anläggning av nya gölar, translokering av bl.a. gölgröda och uppföljning ingår då i villkoren för dispensen. Translokeringen kommer att utföras på adulta och juvenila gölgrödor från en göl som kommer att torrläggas och fyllas igen

i samband med anläggning av det nya slutförvaret. Syftet med translokeringen är att gölgridorna från denna population ska kunna överleva och fortsätta reproducera sig fast i ett nytt habitat.

Till viss del kan man säga att ekologiska kompensationer som translokeringar fungerar, och en utvärdering av 91 translokationer av amfibier och reptiler utförda mellan 1991 och 2006 har gjorts vilket visade att 42 % av projekten som analyserades ansågs lyckade (Germano & Bishop, 2009). Många är kritiska till ekologiska kompensationer då man tycker att det som görs inom en kompensation inte är tillräckligt, chansen att lyckas är låg och det är väldigt dyrt (Resende et al. 2020). Vissa menar också att ekologiska kompensationer, som dom ser ut idag, är för dåligt studerade för att kunna säga att den biodiversitet som förloras eller skadas faktiskt blir kompenserade genom åtgärderna som görs (Josefsson et al, 2021). Att det är dåligt studerat kan bero på att det bara finns finansiering för att utföra själva translokeringen, men det finns oftast inte pengar till uppföljning och övervakning (Berger-Tal et al, 2019). Om uppföljningar inte görs av translokeringsprojekt kan man heller inte veta om projektet faktiskt har lyckats eller inte.

Det finns vissa studier som gjorts på translokerade groddjur och reptiler där man sett att en translokering kan vara väldigt stressande och de kan tappa kroppsvikt efter en translokering (Matthews, 2003; Barrientos & Megía-Palma, 2021; Rubke et al, 2022) och då få en lägre fitness än icke translokerade individer.

Men motsatt till detta finns även lyckade och påkostade projekt där man har förflyttat groddjur till anlagda dammar där man kunnat konstatera att populationerna inte hade minskat utan ökat efter translokeringen (Pickett et al 2013). I andra långtgående studier på salamandrar (Hedenberg, 2022) och reptiler (Dickinson & Fa, 2000) har man också sett att kroppskonditionen är densamma som icke translokerade populationer eller till och med ökat sin kroppskondition.

Men de mest rapporterade orsakerna till att translokeringar med groddjur och reptiler har så varierad chans att lyckas är dels på grund av att det släpps ut en för liten population eller att dom sprider sig ifrån utsläppsplatsen tillbaka dit de blev flyttade ifrån, alltså deras hemvändarbeteende (Germano & Bishop, 2009; Berger-Tal et al, 2019).

1.2 Hemvändarbeteende (homing behavior)

Ett hemvändarbeteende är där ett djur, i detta fall grodor, återvänder till en specifik plats efter att de har flyttat eller migrerat till en annan plats längre bort. Ett exempel på detta är groddjur som går i vinterdvala längre upp på land, och när de vaknar upp kommer de nästan alltid tillbaka till samma damm för att leka. Det här beteendet kan öka deras överlevnad då de med säkerhet ska kunna veta vart det finns ett bra habitat då rörelse av längre sträckor tar mycket energi och resurser.

Det finns flera studier som har gjorts på hemvändarbeteende hos translokerade grodor (Matthews, 2003; Rathbun & Schneider, 2001; Arcila-Pérez et al 2020; Pašukonis et al, 2014) och man har sett att grodors hemvändarbeteende minskade med distansen de blir förflyttade (Arcila-Pérez et al, 2020; Pašukonis et al, 2014) men att distansen varierar mellan arter av grodor. Att beteendet minskar med distansen kan t.ex. bero på att det blir för kostsamt att röra sig längre sträckor, eller att de inte ”känner igen sig” tillräckligt väl för att hitta tillbaka. Om de blir förflyttade kortare sträckor kan de känna igen sig vilket gör att de börjar röra sig tillbaka (Arcila-Pérez et al, 2020). Man har också sett att hemvändarbeteende gör att de rör sig längre sträckor än de annars brukar göra efter en translokering i stället för att leta efter föda. Detta kan göra att de minskar i vikt och får en lägre fitness än icke translokerade individer (Barrientos & Megía-Palma, 2021; Rubke et al, 2022).

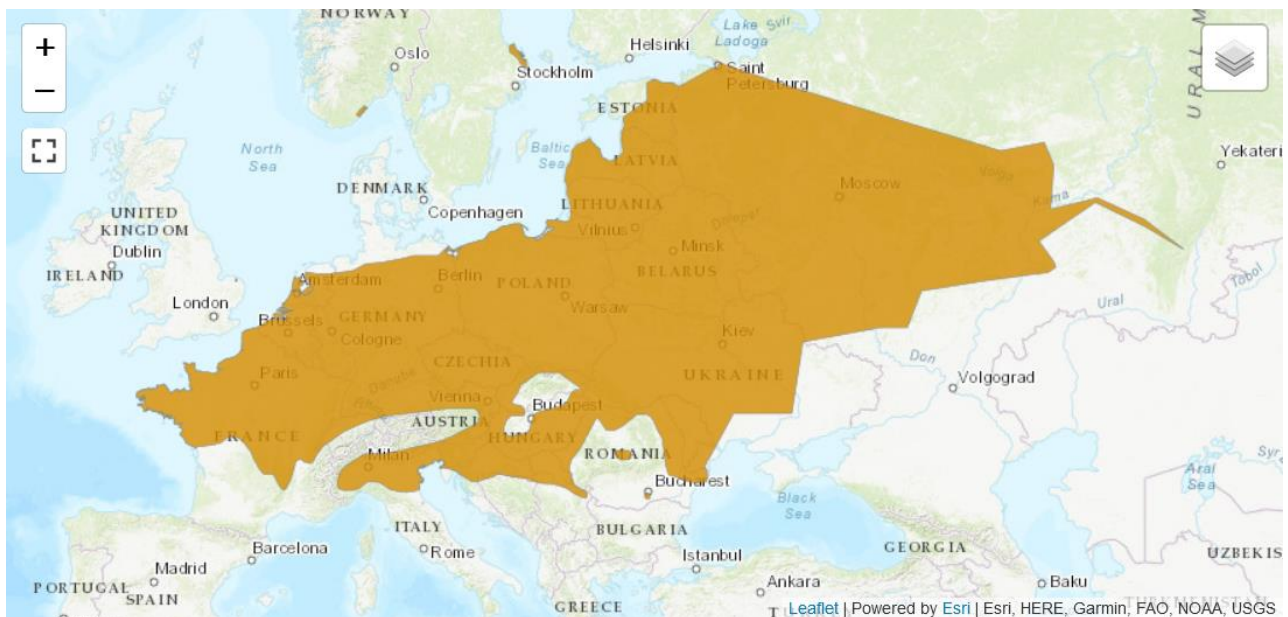
När man translokerar en art som har ett starkt hemvändarbeteende kan det vara fördelaktigt att förflytta ägg, yngel eller juveniler (Germano & Bishop, 2009) då t.ex. juveniler har lättare att knyta an till ett nytt habitat än adulter, och ägg och yngel kommer se den nya dammen som sin hem-lokal och kommer därför inte försöka vandra tillbaka till platsen som t.ex. ska exploateras. Men en stor nackdel är att ägg, grodyngel och juveniler har en mycket högre dödlighet än adulter, vilket gör att det ändå kan vara en fördel med adulter. Dessutom sker det ofta vid exploatering att dammar måste igenläggas, och då är man tvungen att flytta vuxna individer för att de inte ska dödas eller skadas av ingreppet.

1.3 Gölgrodan (*Pelophylax lessonae*)

Globalt klassas gölgroda (*Pelophylax lessonae*) som livskraftig (LC) (IUCN, 2022 b), och har en utbredning som sträcker sig från stora delar av centrala Europa, Baltikum, centrala Ryssland och österut fram till Uralbergen (figur 1). I Skandinavien finns gölgrodor i Sverige, Norge (Haugen, 2020) och Finland (Hoogesteger et al 2013).

Gölgroda finns även i England där den har blivit återintroducerad med hjälp av svenska gölgrodor (Buckley & Foster, 2005). Den svenska gölgrodan ansågs vara bäst lämpad för utsättning då Sverige har högsta antalet individer av gölgrodor i Skandinavien och de passar till det engelska klimatet. Man har då fört in vuxna individer, ägg och yngel i hopp om att återintroducera arten.

De svenska gölgrodorna tillsammans med den engelska, norska, finska och estländska utgör tillsammans den nordiska populationen av gölgrodor som skiljer sig genetiskt och morfologiskt från de övriga populationerna i världen.



Figur 1. Global utbredning av gölgroda är markerat i orange på kartan. Populationerna i Finland och England är dock inte markerade. Bild: IUCN, 2022b.

Gölgrodor i Sverige har en viss könsdimorfism som bara finns hos den nordiska populationen, där honorna är mycket mörkare i färgen än hanarna (figur 2). Den mörkare färgen hos honorna kan vara en anpassning till det nordiska klimatet då honorna har en högre metabolism för att kunna producera ägg. Den mörkare kroppen gör då det lättare att ta vara på energin från solen och bli varm fortare (Sjögren, 1988).



Figur 2. I bilden ser vi två gölgrödor från den svenska populationen där den till vänster är en hane och till höger är en hona. Honan har en mörkare färg men också svarta streck som går från öga till nos och längst med munnen. Hanen har en ljusare och grönare färg och saknar de svarta strecken. Foto: Maria Johansson och Frida Karlsson

Den svenska populationen har också lägre genetisk diversitet vilket anses bero av en flaskhalseffekt från den senaste istiden. Dock verkar detta inte påverka gölgrödorna negativt och ingen inavelsdepression har påträffats än (Sjögren, 1991).

Förutom könsdimorfismen skiljer sig även äggens utveckling i den svenska populationen från de övriga populationerna. I laboratorieförsök har man jämfört utvecklingen av gölgrödeägg från populationer från Sverige (Uppland), Polen och Lettland (Orizaola & Laurila 2009). Dessa studier har visat att äggen från uppländska gölgrödor utvecklas snabbare i temperaturer över 22°C, medan ingen skillnad kunde påvisas hos de polska och lettiska gölgrödeäggen. Ingen skillnad i utveckling kunde dock påvisas i lägre temperaturer hos någon av populationerna.

Detta visar att de uppländska gölgrödorna är bättre anpassade till att utnyttja värme, vilket är en väldigt bra anpassning när man bor i ett nordiskt klimat med korta somrar. Denna anpassning har gjort att den norduppländska gölgrodan klassas som en evolutionärt betydelsefull grupp (Evolutionary Signifikant Unit – ESU) (Orizaola et al 2010). Det är därför viktigt att bevara gölgrodan i Sverige då om våra populationer skulle dö ut är det inte säkert att en utsättning från andra länder skulle fungera.

Gölgrodan har status sårbar (VU) i Sverige och starka populationer har hittills upptäckts i 167 gölar längst upplandskusten (Söderman, 2015). Detta är troligtvis en ökning i populationsstorlek då gölgrodan 1987 uppskattades finnas i endast 60 gölar längst upplandskusten (Sjögren, 1988).

Gölgrodan är en värme-älskande grodart. Äggläggning sker endast om vattentemperaturen i gölen överstiger 16 °C (Sjögren et al 1988; Orizaola & Laurila 2009) och därför leker de också

senare än våra andra svenska groddjur. Då leken och äggläggningen är värmeberoende kan populationsstorleken variera mellan åren på grund av väder. Vid en kall vår finns en risk att gölen värms upp för sent på parningssäsongen vilket leder till senare äggläggning. Risken finns att grodynglen från den parningssäsongen inte hinner genomgå metamorfos innan gölen fryser på vintern och dom dör. Vissa populationer kan då vara beroende av invandring av gölgrödor från andra gölar för att inte dö ut. Detta kan ske då gölgrödor lever i s.k. metapopulationer (Sjögren, 1994), vilket betyder att det finns ett genflöde mellan gölarna genom att individer migrerar mellan närliggande gölar och populationer. Gölgrödorna vandrar dock sällan längre än 2 km vilket gör att en fungerande metapopulation måste ha gölar inom en viss distans till varandra.

Gölgrödor är lokaltrogna och återvänder ofta till samma göl varje år för att leka. Få könsmogna gölgrödor har observerats vandra mellan gölar och byta lek-göl, medan fler juvenila gölgrödor har observerats vandra mellan gölar (Sjögren, 1994).

Gölgrödorna övervintrar på land genom att t.ex. gömma sig under murken ved eller gräva ner sig några centimeter under jorden nära sitt sommarhabitat, och de börjar vakna till liv i slutet på april/början på maj beroende på hur kall våren har varit (Holenweg & Reyer 2000; Sjögren, 1998). De kan dock vakna upp under vinterdvalan och byta övervintringsplats, vilket kan kosta energi men kan vara nödvändigt om övervintringsplatsen fylls med vatten eller om platsen blir för kall (Holenweg & Reyer 2000). När de vaknar på våren och ska vandra ner mot sommarhabitatet har man även sett att de använder samma ”väg” när de migrerar mellan sommarhabitat och övervintringsplats (Sjögren, 1998).

1.4 Hot mot gölgroda

Gölgroda har många predatorer som t.ex. häger, mink, snok och gädda. Även större vattensalamander, som ofta trivs i samma typ av vatten som gölgrödor, har setts äta ägg och yngel av gölgroda (Sjögren, 1989; M. Johansson pers. obs). Men även om predationstrycket kan var högt, speciellt i vatten med gädda så verkar det inte påverka populationerna negativt även om det inte är optimalt. Man undersökte skillnaden i populationsstorlek mellan gölar med och utan gädda och man kunde inte se någon större skillnad (Sjögren, 1991). Men i samma studie diskuterar man också att gölar med hög predation antagligen är beroende av invandring från andra gölar i området för att uppehålla en god population.

Konkurrens av andra groddjur verkar inte påverka gölgrodan nämnvärt då framgångsrika populationer av andra groddjur har observerats i samma gölar där gölgrodorna var framgångsrika. Det verkar som att gölarnas lokalklimat är viktigare för gölgrodans etablering och överlevnad, och spridningen mellan gölarna (Sjögren, 1989; Sjögren, 1991).

Isolering av populationer är ett större hot mot gölgrodan då invandring och utvandring mellan gölarna kan vara nödvändig för att hålla populationer levande, speciellt vid dåliga reproduktionsår (Söderman, 2015; Sjögren 1991). Isolering sker t.ex. på grund av dikning eller kalavverkning vilket torkar ut markerna och gör dem mer exponerade för sol och vind. Man har sett i tidigare studier att gölgrodor hellre vandrar över våtmarker, eller marker som hyser murken ved som ger fuktiga mikroklimat, och att rörelse över kalhyggen kan leda till dödlig uttorkning (Wikström, 2018). Vid dikning och kalavverkning kan gölgrodorna då få färre säkra habitat att röra sig över och risken för lokala utdöenden ökar. Ett annat hot är förlust av habitat som både sker vid kalavverkningar och dikning, men också vid exploatering vilket har identifierats som en av de primära orsakerna till att groddjur över hela världen drastiskt har minskat (Collins & Storfer 2003).

2. Bakgrund och syfte

För att Svensk kärnbränslehantering (SKB) ska kunna anlägga ovanjordsdelarna för det planerade kärnbränsleförvaret i Forsmark kommer en av de naturliga gölarna i området som kallas ”göl 12” att torrläggas och fyllas igen. Gölen hyser skyddsvärda groddjur som gölgroda och större vattensalamander (*Triturus cristatus*), och för att kompensera för habitatförlusten har SKB anlagt ett antal nya gölar som groddjuren från göl 12 har fått godkännande att förflyttas till. Den anlagda gölen som har bestämts att användas som primär mottagargöl för gölgrodorna i detta projekt kallas för ”göl 19a”. Denna göl anlades vintern 2012 och redan samma sommar hade gölgrodor från området spontant vandrat dit. Gölen hyser således redan en egen population av gölgroda.

Gölen ligger ungefär 1,6 km (fågelvägen) från göl 12. Avståndet mellan gölarna är ett försök till att minska antalet gölgrodor som försöker att ta sig hem då man har sett att de flesta

gölgrodor som blivit translokerade 500 meter upp på land vandrar tillbaka till sin hem-göl (Wikström, 2018), men att de sällan emigrerar längre än 2 km (Sjögren, 1994).

2.1 Syfte

Syftet med studien är att undersöka hur en translokering påverkar populationen som förflyttas (göl 12-populationen), och hur populationen som redan bor i mottagargölen (göl 19a-populationen) påverkas av tillskottet av en ny population.

Påverkan på populationerna ska undersökas genom att titta på två saker:

1. Hur kroppskonditionen påverkas hos den translokerade göl 12-populationen, och hur kroppskonditionen påverkas hos den redan huserande göl 19a-populationen?
2. Hur många av göl 12 populationen som kommer försöka ta sig ut ur den nya gölen och uppvisa ett hemvändarbeteende, och kommer någon ur göl 19a populationen försöka att ta sig ut?

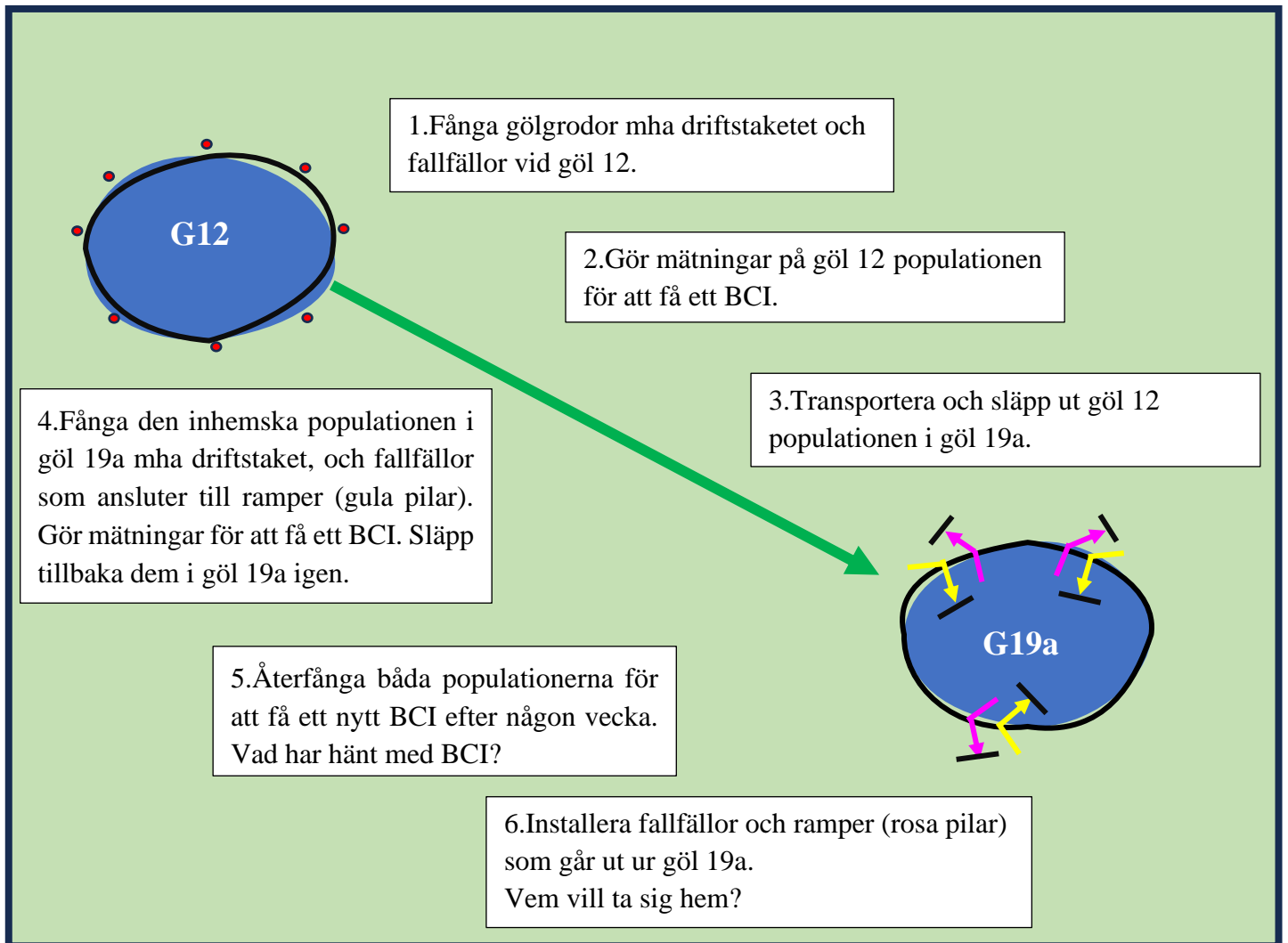
Hur kroppskonditionen påverkas kommer att undersökas genom att gölgrodorna som fångas via nedgrävda fallfällor vid göl 12 kommer att vägas och mätas innan de translokeras till den nya gölen. Se schematisk överblick i figur 3.

Mätningarna kommer att ge ett s.k. body condition index (BCI) som kommer förklaras mer ingående under rubriken ”3.3.1 kroppskondition”. Gölgrodorna från göl 19a kommer också att fångas ungefär samtidigt som translokeringen från göl 12-populationen påbörjas genom att fallfällor kommer att installeras i anslutning till ramper som går in i gölen. Göl 19a-populationen ska då också vägas och mätas för att få ett BCI, detta gör att individer från populationen kommer att få ett BCI som kan jämföras mot varandra innan translokeringen har slutförts.

Efter att göl-12 populationen har flyttats till göl 19a kommer de att få vara i gölen i någon vecka och acklimatisera sig i sitt nya habitat. Göl 19a-populationen får då också vänja sig vid den nya populationen. När någon vecka har gått kommer båda populationerna att återfångas genom hävning inne i göl 19a för att vägas och mätas igen. Återfångsten kommer ge ett nytt BCI där man kan se hur kroppskonditionen har förändrats efter translokeringen.

För att undersöka om gölgrodor från göl 12 försöker ta sig hem kommer tre utgångar genom driftstaketet i göl 19a att öppnas, till utgångarna kommer fallfällor att installeras. Om en

gölgroda försöker att ta sig hem kommer de att ramla ner i fallfällan vilket kommer att räknas som ett flyktförsök.



Figur 3. en schematisk överblick om hur projektet kommer att se ut. De röda prickarna runt göl 12 representerar nedgrävda fallfällor runt driftstaketet som representeras av det svarta strecket runt den blå gölen. Pilarerna vid göl 19a representerar ramper och de svarta strecken representerar anslutande fallfällor. De gula pilarna är ramper som går in i gölen, de rosa pilarna är ramper som går ut ur gölen.

2.2 Hypoteser

Hypotes 1. Majoriteten av göl 12-populationen kommer att försöka ta sig ut ur göl 19a via fällorna vilket skulle indikera ett hemvändarbeteende (Matthews, 2003; Rathbun & Schneider, 2001). Stressen av själva hanteringen/flytten och att de rör sig mer då de försöker att ta sig ut ur gölen i stället för att söka föda kommer göra att de minskar i kroppskondition (Barrientos &

Megía-Palma, 2021;Rubke et al, 2022) i jämförelse med göl 19a-populationen som kommer att ha en normal ökning i kroppscondition då de inte försöker att ta sig ut från gölen då som är deras hem.

Hypotes 2. Inga eller väldigt få av göl 12-populationen kommer försöka ta sig ut via fallfällorna vilket kan indikera att grodorna trivs bra i sin nya miljö eller inte känner igen sig tillräckligt väl för att veta vägen tillbaka (Arcila-Pérez et al, 2020). Då de inte kommer röra sig längre sträckor än normalt kommer kroppsconditionen att öka. Men den nya konkurrensen om föda mellan den nyinflyttade göl 12-populationen och den redan huserande göl 19a-populationen borde göra att man ser en störning i viktökningen hos båda populationerna. Göl 19a-populationen kommer fortfarande inte försöka att ta sig ut från gölen då detta är deras hem.

3. Metod

3.1 Etiskt tillstånd och smittspridning

3.1.1 Etiska tillstånd

För att få hantera och förflytta groddjur måste olika dispenser ansökas då gölgroda är skyddade enligt §4a och §5 Artskyddsförordningen (SFS 2007:845). Dispens kan då ges av länsstyrelsen genom §14 (SFS 2007:845).

För att få utföra forskning på groddjur måste även en etisk ansökan för djurförsök lämnas till Jordbruksverket och den regionala djurförsöksetiska nämnden.

Personen (Maria Johansson) som ska utföra hanteringen av groddjuren i forskningssyfte måste även genomgå en djuretisk kurs som innehåller en teoretisk del och en praktisk del som genomförs via SLU.

Dispens för att få fånga och förflytta gölgroda från göl 12 meddelades av Mark- och miljödomstolen vid Nacka tingsrätt 2022-12-16 (Mål nr M 4617–13).

Dispens för tillfällig fångst av gölgroda, större vattensalamander och övriga groddjur vid göl 19a i forskningssyfte med Dnr 522-8889-2022 godkändes 2023-04-17 och gäller till och med 2028-12-31. I dispensen ingår bl.a. hantering av gölgroda så som vägning, mätning, chippmärkning och provtagning för eventuell svampinfektion.

Den etiska ansökan för djurförsök skickades till Uppsala djurförsöksetiska nämnd med Dnr 5.8.18-02448/2023, som blev godkänd 2023-03-24.

Den djuretiska kursen godkändes i april i samband med att projektet började då den praktiska delen var tvungen att utföras på levande djur, i detta fall gölgroda. Den praktiska delen av kursen godkändes av Simon Kärverno som även är en av handledarna i detta projekt.

3.1.2 Smittspridning

Vid förflyttning och hantering av gölgroda måste försiktighetsåtgärder vidtas för att förhindra att smittsamma sjukdomar sprids. Den primära smittan som man vill förhindra är spridningen av svamp-patogenen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) som kan orsaka hudsjukdomen chytridiomycosis hos amfibier. Bd attackerar det yttre lagret av huden och torkar ut den (Voyles et al, 2009). Detta gör att amfibier får svårare att ta upp syre och salter genom huden vilket kan leda till att deras fitness minskar eller att dom dör av hjärtstillestånd. Bd har tidigare upptäckts hos gölgrödor i Uppland (Kärverno et al 2020), och det är därför extra viktigt att hantera gölgrödor på så säkert sätt som möjligt.

Medel och metoder som dödar Bd är vanliga desinficeringsmedel som etanol och Virkon © (Pessier, 2012). Svampen är även känslig för uttorkning och man har sett att temperaturer över 47 °C i 30 minuter är effektivt för att desinficera material som inte lämpar sig för medel som etanol. För att förhindra smittspridning vid hantering användes engångshandskar som byttes efter hantering av enskild individ, och utrustning som kom i kontakt med gölgrödor desinficerades med etanol mellan hantering av enskild individ.

Handdukar som användes vid chippmärkning torkades i torkskåp efter dagens slut. För att förhindra smittspridning vid transport lades enskilda gölgrödor i papperspåsar (sådana man använder för matavfall) med fuktigt papper i botten.

3.2 Arbetsmetod

För att kunna fånga in gölgrodorna vid göl 12 sattes ett driftstaket upp runt gölen, och längst med staketet grävdes 10 hinkar ner i marken som agerade fallfälla (figur 4). Dock var det bara totalt 8 hinkar som till slut hölls i drift under projektets gång.

Tanken med staketet och fällorna var att när grodorna vaknar upp från sin vinterdvala så kommer de att börja röra sig ner mot gölen, men de kommer hindras av driftstaketet. De kommer då att gå längst med driftstaketet för att hitta en ”öppning”, men kommer då längst vägen att ramla ner i en av de nedgrävda hinkarna.

Fallfällorna inreddes med blöt mossor, stenar och pinnar. Den blöta mossan och stenarna bildade ett skydd och ett bra mikroklimat som gör att de kan klara sig fram till dess att fällorna vittjas. Pinnarna var till för om det ramlar ner möss så ska de ha en chans att ta sig ut så de inte dör. Locken till hinkarna monterades även upp ovanför fallfällorna för att agera skydd mot predatorer.



Figur 4. Till vänster i bild kan vi se driftstaketet vid göl 12 och till höger kan vi se en nedgrävd fallfälla med ett monterat tak. Staketet med plasten är då driftstaketet som hindrar gölgrodorna från att ta sig ner till gölen, och rampen är till för att djur ska kunna ta sig ut om de har lyckats ta sig in eller övervintrat på insidan. Foto: Maria Johansson

I driftstaketet hade det även satts in 9 ramper som är riktade ut ur gölen, detta för att groddjur som möjligtvis övervintrat på insidan av staketet eller lyckats ta sig in på något sätt ska ha en möjlighet att ta sig ut (figur 4).

Fällorna vid göl 12 öppnades för första gången den 17 april och fällorna vittjades en gång per dag på morgonen, men även grodor som var längst staketet som inte hunnit ramlat ner i någon fallfälla fångades upp vid vittjningen. Fällorna öppnades vidare på måndagar och stängdes på fredagar över helgen. Själva driftstaketet vittjades en extra gång under dagen genom att på eftermiddagarna togs det en ”eftermiddagsrunda” runt driftstaketet för att fånga gölgrödor som inte ramlat ner i någon fallfälla längst staketet. När en gölgroda hade fångats i en fälla fördes de över till enskilda papperspåsar, men om grodor hade gått ner i samma fallfälla lades de i samma papperspåse.

Gölgrödorna transporterades vidare till göl 19a, men innan de släpptes ut gjordes vägningar och mätningar i fält.

Gölgrödorna mättes med skjutmått från nos till kloak, så kallad ”snout vent length (SVL), i millimeter och vägdes med köksvåg med en decimal noggrannhet. Alla gölgrödor som vägde 10 gram och mer räknades som aduler, alla som vägde mindre än 10 gram räknades som juveniler. Adulta gölgrödor könsbestämdes och chippmärktes med Trovan © 8 mm chipp (PIT-tags) strax under huden i rygglutet. Gölgrödorna virades då in i fuktade handdukar vid chippmärkningen vilket gjorde dem lättare att hantera. Juvenila gölgrödor som vägde under 10 gram fotades i stället ryggen då linjen på deras rygg kan användas för identifiering. Det var dock några juveniler i början på projektet som ej blev fotograferade. Utrustning som kom i kontakt med gölgrödor desinficerades eller torkades (se 3.1.2). Efter mätningarna släpptes grodorna ut i göl 19a.

För att hindra gölgrödorna som släpptes ut i göl 19a från att ta sig hem sattes även här ett driftstaket upp. Innan projektet startades hade det monterats upp tre ramper genom driftstaketet som är riktade in mot gölen så att groddjur som har detta som sin lek-göl skulle kunna ta sig in, men driftstaketet hindrar att de ska kunde ta sig ut igen.

För att kunna fånga in originalpopulationen till göl 19a monterades fallfällor i anslutning till ramperna som gick in i gölen (figur 5). För att kunna fånga eventuella gölgrödor som uppvisar ett hemvändarbeteende och försöker ta sig ut ur gölen monterades tre nya ramper upp genom driftstaketet som är riktade i tre olika riktningar ut ur gölen. Till de tre nya ramperna monterades även här anslutande fallfällor. Fallfällorna var gjorda av stora Ikea plastlådor med ett större utskuret hål in i lådan (figur 5), dessa inreddes också med mossa, men också mycket vatten.



Figur 5. Bild av göl 19a med driftstaket, och fallfällor som sitter längst ut på ramper. Foto: Maria Johansson

Fallfällor vid göl 19a sattes upp och öppnades den 2 maj vilket var senare än planerat. Att fallfällorna kom upp senare vid göl 19a var på grund av tidsbrist. Fällorna vid göl 19a öppnades vidare på måndagar och stängdes på fredagar över helgen. Fällorna vittjades en gång varje dag oftast på morgonen innan kl 12.

Vattennivån hölls på ungefär 5 cm i fällorna vid göl 19a då ett orosmoment var att det skulle bli för varmt i lådorna och groddjuren skulle riskera uttorkning. Fällorna täcktes först med granris för skydd mot solen, men senare köptes säckväv som lådorna täcktes med. En termometer lades i vattnet i lådorna för att se att temperaturen ej skulle bli för hög. Den högsta mätta temperaturen i vattnet mättes till 30 °C vilket ansågs vara okej, och en dialog hölls med handledare Simon Kärverno och Magnus Karlsson för att säkerhetsställa att detta inte var för varmt så att groddjuren inte skulle kunna ta skada.

Tyvänn verkade göl 19a populationen ej så benägna att gå in i fallfällorna som hade monterats längst med ramperna som går in i gölen vilket ledde till att i början av projektet var det få av göl 19a populationen som hade blivit fångade. Det visade sig också att många av göl 19a populationen hade hunnit ta sig in i gölen innan fallfällorna sattes upp.

Den 15 juni vadade jag och min handledare Simon Kärverno ut i göl 19a för att håva upp så många av göl 19a populationen som möjligt. Detta ledde till att många av göl 19a populationen blev fångade för första gången, men också att en del av göl 12 populationen återfångades. Detta kommer att ses som en felkälla då många av göl 19a individerna vägdes och mättes senare på säsongen än göl 12 individerna. Men detta kommer att tas hänsyn till vid den statistiska analysen. Detta räknas som första återfångstförsöket då många av göl 12 populationen återfångades och kunde vägas och mätas efter acklimatiseringstiden.

Den 22 och 27 juni håvades återigen gölgrödor upp av båda populationerna i göl 19a vilket räknas som ett andra återfångstförsök efter acklimatiseringstiden. Gölgrödorna mättes och vägdes med samma metod som tidigare och genom detta fick vi de sista mätningarna efter att translokeringen var färdig och både göl 12 och göl 19a populationen hunnit acklimatiserat sig till varandra.

3.3 Datainsamling och statistik

3.3.1 Kroppskondition

För att kunna undersöka hypoteserna om kroppskondition mättes och vägdes gölgrödorna från båda populationerna vid första fångstillfället och vid återfångstillfällena för att kunna se om flytten och den nya konkurrensen haft någon påverkan.

Flytten var officiellt klar i slutet på maj/början på juni, och alla mätningar som gjordes i april/maj räknas som ”innan flytt” och majoriteten av mätningar som gjordes i juni räknas som ”efter flytt”. All statistik gjordes i programmet R (R Core Team, 2023).

En regression mellan vikt och längd kommer ge ett body condition index (BCI) vilket är ett index av fettreserver eller hull hos en population. Detta är ett viktigt verktyg för att ta reda på hur en population mår då hur mycket hull en population har kan säga hur bra tillgången på mat är i området, hur bra de kan konkurrera eller om de har blivit negativt påverkade av någon typ av stress (som t.ex. en translokering),(Băncilă et al, 2010).

Analyseringsmetoden av BCI som användes är Residual index (RI; Băncilă et al. 2010) som man får genom att göra en linjär regression mellan logaritmerna av vikt och längd. Detta har visat sig vara den mest pålitliga typen av body condition-uppskattning hos grodor (Băncilă et al 2010).

Sedan jämfördes residualerna mellan populationerna från den linjära regressionen i en generalized linear mixed model (GLMM) (R-paket ”lme4”; R Core Team, 2023) med en interaktion mellan före/efter-flytt, med tillägget *antal dagar* mellan fångst och återfångst. Detta för att kunna ta hänsyn till den tid de haft för att kunna akklimatisera sig, samt användes individer som ”random factor” för att kontrollera för eventuella återfångster och relativa skillnader i individstorlek.

Vidare gjordes en parvis jämförelse med R-paketet ”emmans” (R Core Team, 2023). Från detta kan vi få ett p-värde och estimat (effektstorlek) för att se hur kroppskonditionen påverkats hos båda populationerna innan och efter flytten.

En analys av skillnader i kroppskondition hos återfångade individer före och efter förflyttning gjordes även för att få skillnader på individnivå. Här användes en enkel linjär model (normalfördelad) med endast population som förklarande variabel.

För att även studera hur de olika populationernas kroppskondition påverkas dag för dag under projektets gång används en General Additive Model (GAM; R-paket ”mgcv”;R Core Team 2023). Detta är en icke linjär regression som är mer flexibel än en linjär regression och anpassar linjen över mätningarna och överkorrigerar inte data för att bilda en rak linje som i vanlig linjär regression. På detta sätt kan man se mer variation i modellen, om det finns någon. Även här användes individ som ”random factor”.

3.3.2 Hemvändarbeteende

För att kunna undersöka hemvändarbeteende chippmärktes alla adulta gölgrödor från båda populationerna och fallfällor sattes upp i slutet på utgående ramper från göl 19a.

Om en gölgroda hamnade i en av fallfällorna räknades detta som ett ”flyktförsök”, och andelen som försöker att ta sig ut kommer att beräknas. Ett Fischer exakt test användes för att undersöka signifikansen av skillnaden mellan individer som försöker att ta sig ut från de olika populationerna. Fischer exakt test användes i stället för Chi2-test eftersom för få individer ingick i datamängden.

3.3.3 Population och övriga mätningar

För att undersöka möjlig konkurrens mättes area på de båda gölarna via Google earth (u.å.). Dessutom antecknades alla andra arter som hamnade i fällorna.

Då det verkade som att en stor andel av göl 19a-populationen inte ville gå in i fallfällorna, eller redan hade tagit sig in innan fallfällorna sattes upp gjordes en Lincoln-Petersen-uppskattning av populationsstorleken i göl 19a genom formeln:

$$N = \frac{n1 * n2}{m2}$$

Där:

$n1$ = Är antalet individer som fångades vid första fångstillfället (9 maj-15 juni).

$n2$ = Är antalet individer som fångades vid återfångstillfället (22–27 juni).

$m2$ = Antalet chippmärkta individer vid återfångstillfället.

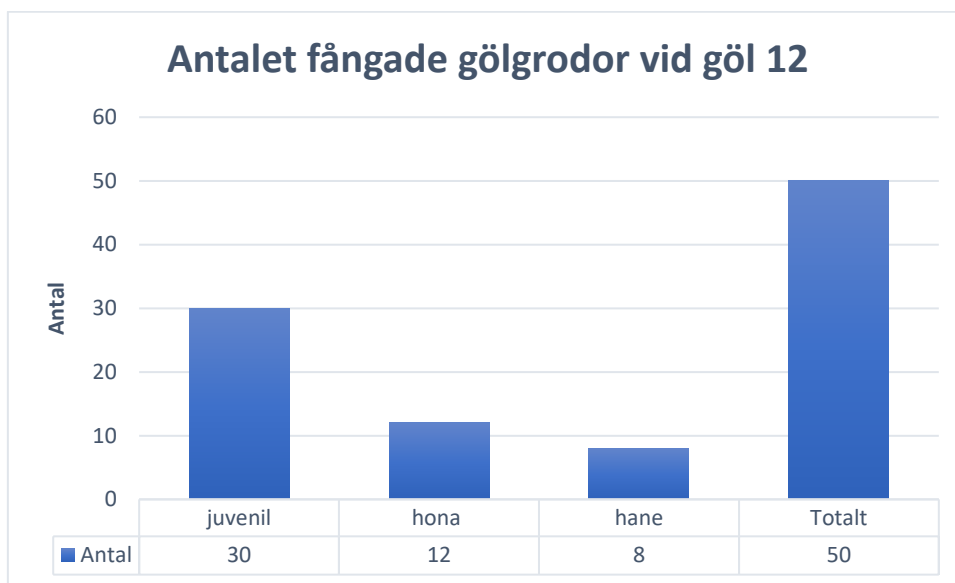
4. Resultat

4.1 Population och återfångst

4.1.1 Population

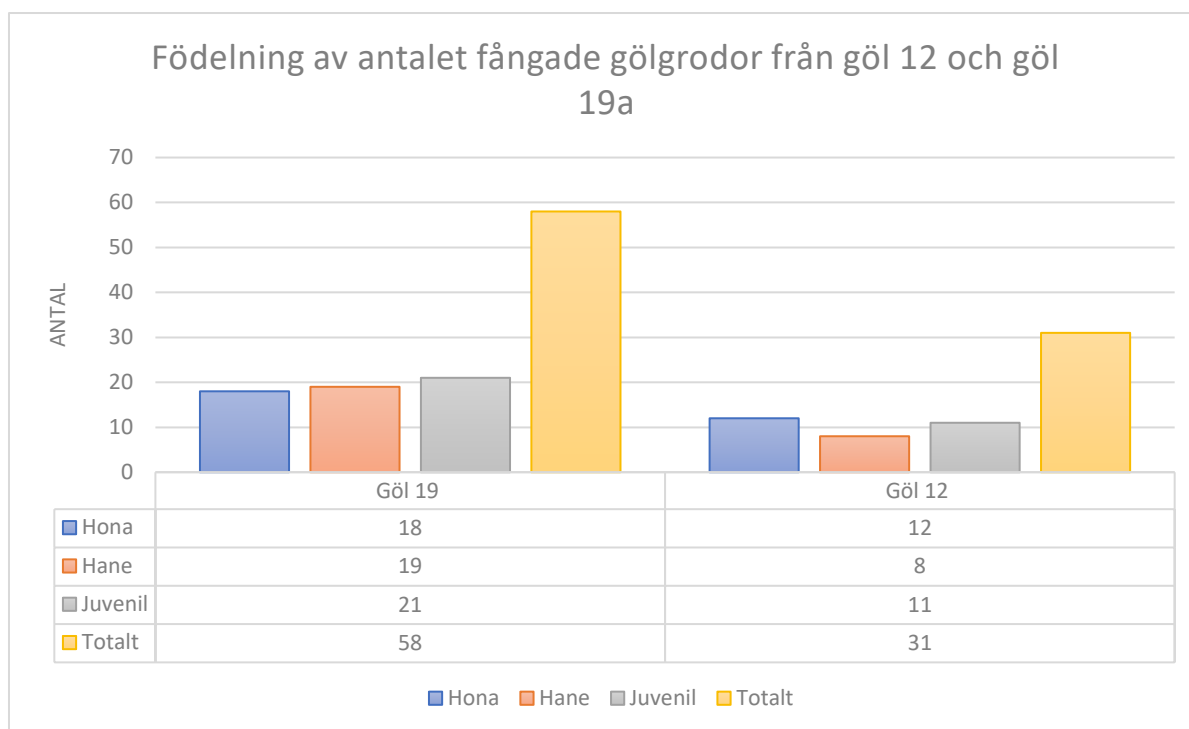
Totalt var det 50 individer av göl 12-populationen som fångades (figur 6). Men det var endast 31 av de individerna (20 aduler och 11 juveniler) som translokerades till göl 19a. De 11 individer som ej förflyttades till göl 19a var juveniler och förflyttades till en annan göl, de är därför inte med i denna studie.

Under translokeringens gång hördes dock 4 hanar kväka (spela) innanför driftstaketet vilket säger att den totala populationen egentligen är något större. Spelande hanar började höras ungefär i mitten/slutet på maj och fortsatte ungefär till mitten/slutet på juni.



Figur 6. Könsfördelning (hona, hane och juvenil) samt totala antalet gölgrödor som fångades vid göl 12.

I figur 7 visas könsfördelning samt hur många av göl 12-populationen som förflyttades till göl 19a. I samma figur visas även könsfördelning och hur många som fångades av göl 19a-populationen.



Figur 7. figuren visar könsfördelning och antal juveniler för de gölgrödor som fångades i göl 19a liksom de gölgrödorna som fångades i göl 12 och som translokerades till göl 19a.

Eftersom man inte kan fånga alla individer av göl 19a-populationen gjordes ett försök att uppskatta populationsstorlek genom att använda en Lincoln-Petersen populationsuppskattning. Resultatet blev att populationen uppskattas bestå av 51 adulta individer. Den ursprungliga populationen i göl 19a består således av mer än dubbelt så många individer som tillfördes från göl 12 (20 aduler) som visas i figur 7.

4.1.2 Återfångst

Första gölgrödan vid göl 12 fångades och flyttades den 20 april och den sista flyttades den 22 maj.

Den första gölgrödan vid göl 19a fångades den 9 maj och den sista fångades den 27 juni i samband med återfångsttillfället.

I tabell 1 visas hur många av göl 19a populationen som fångades för första gången den 15 juni och hur många av göl 12 populationen som återfångades. I tabell 2 visas hur många av både göl 12 och göl 19a populationerna som återfångades den 22 och 27 juni. Även här fångades några av göl 19a-populationen för första gången.

Tabell 1. Återfångst 1. I tabellen visas könsfördelningen och antalet av vardera populationen som återfångades den 15 juni, samt göl 19a population som fångades för första gången (Göl 19a fångst 1).

Kön	Göl 12 återf.	Göl 19a återf.	Göl 19a fångst 1
Hona	5	-	7
Hane	2	-	9
Totalt	7	-	16

Tabell 2. Återfångst 2. I tabellen visas könsfördelningen och antalet som återfångades av vardera populationen den 22 och 27 juni, samt göl 19a population som fångades för första gången (Göl 19a fångst 1).

Kön	Göl 12 återf.	Göl 19a återf.	Göl 19a fångst 1
Hona	5	6	5
Hane	4	4	4
Totalt	9	10	9

Vid fångstillfället den 15 juni återfångades en del av göl 19a-populationen, men de hade tidigare fångats och mätts minst en vecka innan den 15 juni vilket gjorde att det inte var nödvändigt att väga och mäta dem en gång till. Dessa registrerades då inte som en återfångst och finns inte med i tabell 1.

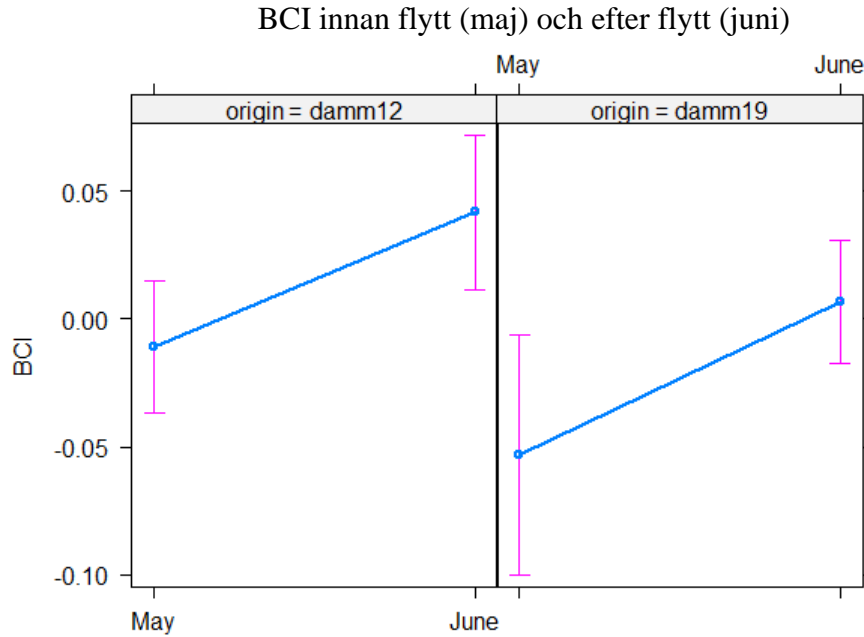
Vid återfångstillfället den 22 och 27 juni ansågs det ha gått tillräckligt lång tid för att alla individer från göl 19a (som inte var nya individer) ska räknas som återfångster då det gått tillräckligt lång tid för att kroppskonditionen ska hunnit ändras.

4.2 Kroppskondition

Till residual index (RI) och kroppsviktanalysen klumpas hanar och honor ihop i de olika populationerna då deras regressioner mellan vikt och SVL inte signifikant skiljer sig från varandra ($p=0.19$). Figur för detta finns med som bilaga (figur B1).

Hädanefter kallas RI för kroppskondition.

I figur 8 ser vi i modellen (GLMM) att kroppskonditionen ökar över tid, och att båda populationerna ökar i kroppskondition från maj till juni. Men det syns också i modellen att kroppskonditionen generellt är något högre i göl 12-populationen än i göl 19a-populationen.



Figur 8. figur över interaktionen (maj/juni*göl12/göl19) från den linjära regressionen av göl 12 populationen till vänster och göl 19a populationen till höger. Regressionen är kroppskonditionen som jämförts mellan maj och junigrupper av de olika populationerna.

Från interaktionen i modellen kan vi se att kroppskonditionen mellan göl 12 och göl 19a populationen inte var signifikant skilda varken i maj eller juni (tabell 3).

Detta betyder att kroppskonditionen är densamma hos båda populationerna både i maj när translokeringen påbörjades och i juni när translokeringen var avslutad.

Men en indikation finns att göl 12 individer som har flyttat till göl 19a har högre kroppskondition än göl 19a populationen i juni månad när translokeringen var avslutad.

Det bör nämnas att individer som fångades i april vid göl 12 även ingår i maj-gruppen.

Tabell 3. Kroppskondition (BCI) av göl 12-populationen och göl 19a-populationen innan translokering (maj grupper) och efter translokeringen slutfördes (juni-grupper).

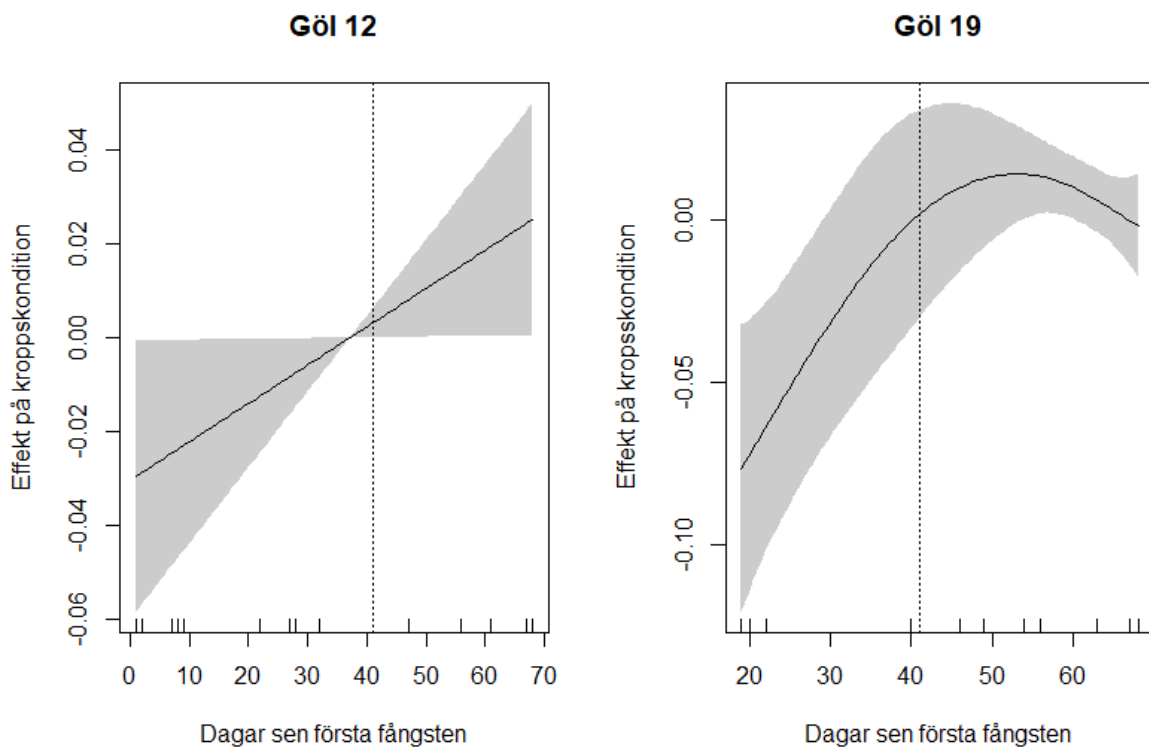
Grupper	Estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Maj damm12 - Maj damm19a	0,0427	0,0268	65,8	1,59	0,3911
Juni damm12 - Juni damm19a	0,0351	0,0146	64,9	2,413	0,0847

Från interaktionen i modellen om kroppsvikt kan vi se att vikten mellan de olika populationerna inte var signifikant skilda varken i maj eller juni då p-värde ligger över 0,05 (tabell 4). Populationerna har alltså en signifikant liknande vikt både i maj och juni, men även här kan vi se att p-värdet minskat i juni i jämförelse med maj.

Tabell 4. Kroppsvikt av göl 12-populationen och göl 19a-populationen innan translokering (maj grupper) och efter translokeringen slutfördes (juni-grupper).

Grupper	Estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Maj damm12 - Maj damm19a	3,862	2,054	68,050	1,881	0,246
Juni damm12 - Juni damm19a	3,149	1,400	61,060	2,249	0,122

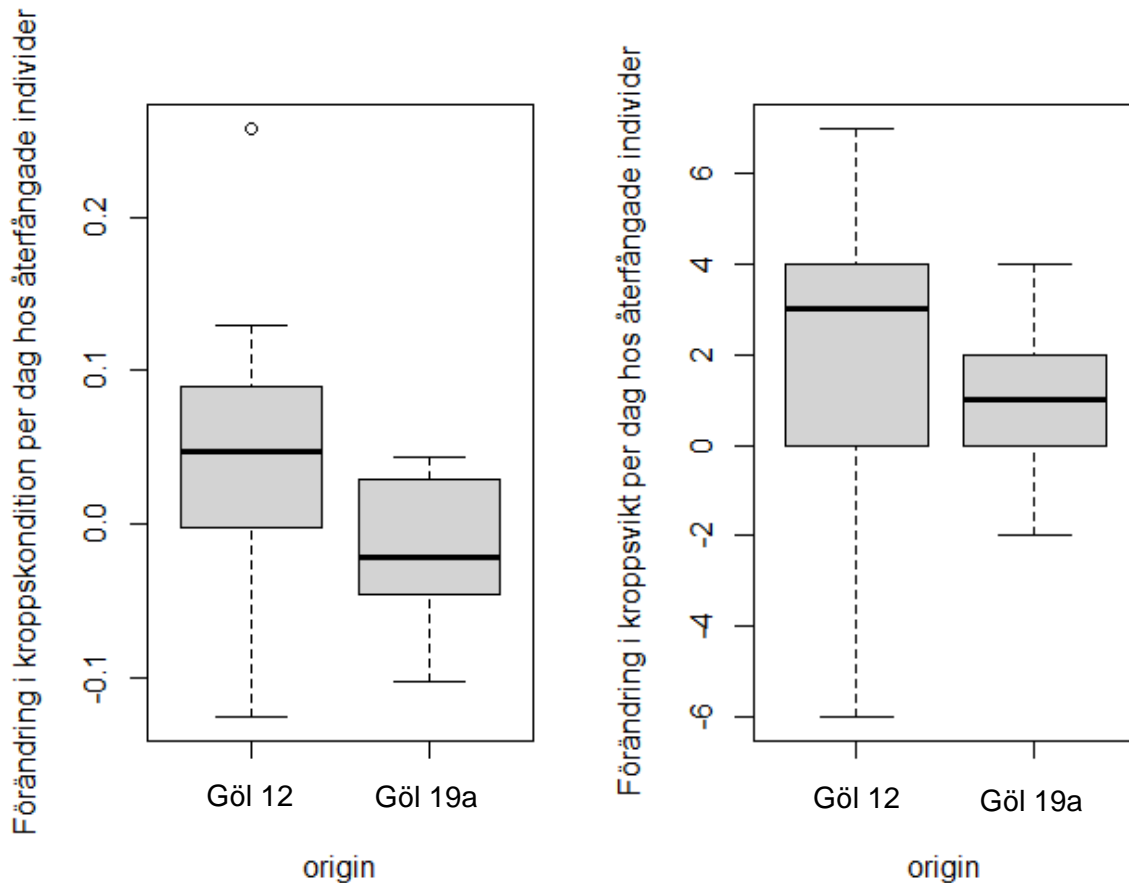
Från den icke linjär modellen (GAM) analyserades hur kroppskondition förändrades mellan populationerna från första fångstdagen till sista fångstdagen. Vi kan se i modellen (figur 9) att göl 12 har en linjär ökning av kroppskondition medan göl 19a har en ökning till en viss punkt för att sedan gå ner. Den vertikala linjen är gränsen mellan maj och juni, vilket är gränsen där samtliga grodor från göl 12 är flyttade till göl 19a.



Figur 9. Prediktionsfigurer från GAM modellen av göl 12 populationen till vänster och göl 19a populationen till höger.

Vid analys av endast återfångade individer gjordes en boxplot av kroppskonditionen dividerat på antalet dagar mellan fångst och återfångstillfällena (figur 10).

I modellen har vi 18 återfångster (återfångstillfällena + hemvändare) från göl 12, och 10 återfångster från göl 19a (bara återfångster). Här ser man att kroppsconditionen per dag har ökat mer hos individer från göl 12. Detta är nästan signifikant skiljt i kroppscondition mellan individer då p-värde ligger på 0,06 (Estimat: -0,058; $p=0.06$). Men det finns ingen indikation eller signifikant skillnad när vi tittar på kroppsvikt då p-värde ligger på 0,291 (figur 10; Estimat: -1,111, $p=0.291$).



Figur 10. Förändring av kroppscondition och kroppsvikt hos göl 12-populationen och göl 19a-populationen dividerat på antal dagar mellan fångstillfällena.

4.3 Hemvändarbeteende

Fem av de 20 adulterna från göl 12 populationen försökte ta sig ut från göl 19a och föll ner i fallfällorna (tabell 5).

En av de 38 adulterna från göl 19a populationen försökte ta sig ut och föll ner i en fallfälla (tabell 5).

Även en del juveniler hamnade i fällorna, men då dessa inte gick att chippmärka räknas de heller inte med i studien.

Tabell 5. I tabellen ser vi vilka individer som försökt att ta sig ut ur göl 19a via fallfällorna. F1=fälla 1, F2=fälla 2, F3 =fälla 3. Den som är stjärnmärkt (*) försökte ta sig ut två gånger. "Datum flytt" är dagen som de flyttades till göl 19a, medan "datum flyktförsök" är dagen de försökte ta sig ut ur göl 19a.

Kön	Fälla	Chipp nr.	Datum flytt	Datum flyktförsök	Population
Hona	F1	21 019	27 april	17 maj	G12
Juvenil	F2	-	-	18 maj	-
Hona	F1	21 394	17 maj	23 maj	G12
Hona	F1	21 605	17 maj	23 maj	G12
Hona	F2	23 996*	26 april	6 juni	G12
Juvenil	F2	-	-	6 juni	-
Hona	F2	23 996*	26 april	8 juni	G12
Hane	F2	23 369	-	3 juli	G19
Juvenil	F3	-	-	3 juli	-

Alla aduler var honor förutom 1 individ, och de flesta försökte ta sig ut via F1 och F2. Fällornas placering är utmärkta i figur 11 där pilen i bilden visar vilken riktning göl 12 ligger.



Figur 11. Kartbild över göl 19a. "Lådorna" i kartan markerar de utgående ramperna med fallfällor, pilen visar i vilken riktning göl 12 ligger. Bild : Google earth, u.å.

Det är alltså 25% av göl 12-populationen som försökt att ta sig ut, och 2% av göl 19a populationen som försökt att ta sig ut.

För att analysera statistisk relevans av resultatet användes Fischers exakta test vilket visade en signifikant skillnad mellan göl 12 och göl 19a populationen då p-värde = 0,006. Testet gav också en Odds ratio = 15.88 vilket är en effektstorlek som säger att individer från göl 12 har ungefär 16 gånger högre benägenhet att röra sig från dammen än individer från göl 19a.

Den lilla datamängden ger tyvärr en viss osäkerhet till resultatet och mer data skulle behövas för ett säkrare resultat.

4.4 Övriga mätningar

Mätningar av strandkant (omkrets) och area gjordes i Google Earth (u.å) som kan ses i tabell 6.

Tabell 6. Omkrets i meter och area i kvadratmeter för göl 19a och göl 12.

Göl	Omkrets (m)	Area (m ²)
19a	89	494
12	186	1570

Detta visar att göl 12 är ungefär 3 ggr större än göl 19a.

Något som kan bidra till konkurrensen om föda är antalet andra arter, där vanlig padda (*bufo bufo*), åkergroda (*Rana arvalis*) och vanlig groda (*Rana temporaria*) är av större intresse än mindre vattensalamander (*Lissotriton vulgaris*) och större vattensalamander då de jagar föda på vattenytan som gölgrödor gör.

I detta fall togs bara vanlig padda med då de som fångades av åker och vanlig groda som fångades vid både göl 12 och 19a var juvenila, medan majoriteten av paddorna som hamnade i fallfällorna vid göl 19a var adulta.

Tabell 7. Antal vanlig padda som fångades vid göl 12 och göl 19a.

Göl	Antal vanlig padda
19a	110
12	129

När endast paddor som försökte ta sig ut från göl 19a räknades ihop blev det 110 paddor och nästan alla var adulta. Vid göl 12 fångades 129 paddor, men majoriteten av dessa var juveniler.

5. Diskussion

Den translokerade göl 12 populationen verkar inte blivit negativt påverkad av flytten då kroppskonditionen inte försämrades utan faktiskt ökade efter translokering.

Att deras kroppskondition inte försämrades efter flytten kan bero på att de faktiskt inte kunde röra sig längre sträckor då de hindrades av driftstaketet. Man har sett i tidigare studier att en minskning i kroppskondition är korrelerat till ökad rörelse vid translokeringar (Barrientos & Megía-Palma, 2021; Rubke et al, 2022), där anledningen till den ökande rörelsen är att de försöker att ta sig till sitt gamla habitat (Germano & Bishop, 2009; Berger-Tal et al, 2019), eller att de försöker att orientera sig i sitt nya habitat vilket gör att de spenderar mindre tid att söka efter föda. I detta fall studerades inte rörelsen av gölgrodorna innanför staketet, men man kan anta då kroppskonditionen ökade för båda populationerna att göl 12-populationen inte rörde sig mer än göl 19a-populationen.

Göl 12-populationen uppvisade ett hemvändarbeteende vilket man sett i tidigare studier med translokerade amfibier (Matthews, 2003; Rathbun & Schneider, 2001). Men majoriteten av göl 12-populationen försökte inte ta sig ut från sitt nya habitat utan det var endast fem individer av tjugo som hamnade i de utgående fällorna. Detta är väldigt lite data och det var även endast en individ som visade på ett repetitivt beteende genom att försöka ta sig ut ur gölen två gånger.

Att dataprovet är litet och att beteendet på majoriteten av de hemvändande gölgrodorna inte var repetitivt gör att resultatet får en viss osäkerhet. Fler undersökningar som denna behöver göras på gölgröda för att få in mer data om hur starkt deras hemvändarbeteende är.

Att få gölgröda försökte ta sig hem i denna studie kan bero av olika faktorer. En faktor som inte studerades men kan vara en möjlighet är att de undvek fallfällorna och blev avskräckta av dem. Nedgrävda fallfällor som dem som användes vid göl 12 har redovisats som en bra fångstmetod för amfibier (Waqas et al, 2018), men fällorna som användes vid göl 19a var av en annan design. Detta skulle kunna vara en delförklaring om varför så få av även göl 19a-populationen fångades i de ingående fallfällorna, och varför så få av göl 12-populationen gick

ner i de utgående fallfällorna. Men detta studerades inte och inga grodor observerades gå upp på ramperna för att sedan vända.

En annan bidragande faktor till att så få gölgroddor försökte ta sig ut kan vara vädret.

Under projektets gång mellan slutet på april till slutet på juni regnade det väldigt få dagar, och juni månad var en väldigt torr och varm period. Det varma och torra vädret kan ha gjort gölgrodorna mindre benägna att röra sig från gölen då gölgroddor tidigare har observerats röra sig mer på land under perioder med regn (Wikström, 2018; Sjögren, 1998; M. Johansson pers. obs.). Man har även sett i tidigare studier att gölgroddor rör sig väldigt lite uppe på land under sommarperioden (Wikström, 2018).

Att gölgroddor rör sig mer under perioder med regn observerades under projektets gång. Ett tydligt exempel på detta var den 17 maj då det regnade hela dagen. Vid detta tillfälle fångades 17 gölgroddor vid göl 12 vilket är 34% av den totala fångade populationen.

Beteendet observerades även vid göl 19a då det regnade vid alla tillfällen förutom ett när gölgroddor försökte ta sig ut ur gölen. Dock med detta i åtanke hölls fallfällorna öppna vid göl 19a sent i juni/början på juli då ett stort regnoväder var på väg in. Detta i hopp om att få in mer data. Men under regnovädet som varade i ungefär två dagar var det bara en adult gölgroda som försökte ta sig ut genom en fallfälla, vilket var en gölgroda från göl 19a populationen.

Att göl 12-populationen inte försökte ta sig ut vid detta tillfälle kan bero av att de har spenderat tillräckligt lång tid i sitt nya habitat att de har vant sig och accepterat sitt nya hem.

Metoden med driftstaketet som hindrar dem från att försöka ta sig hem liknas vid en så kallad ”soft release” metod. Metoden går bland annat ut på att tvinga translokerade djur från att vandra från det nya habitatet och knyta an till det nya habitatet. Denna metod har man sett fungera bra på reptiler (Resenade et al, 2021) som också har ett hemvändarbeteende. Detta verkar även fungera bra på gölgroddor. Men för att kunna säga detta säkert krävs uppföljning för att se om några av de chippmärkta individerna återfångas vid göl 12 nästkommande år då driftstaketet togs bort efter att denna studie var avslutad.

Göl 19a-populationen verkar dock blivit negativt påverkad av de nya tillskotten av gölgroddor, och i resultatet kan man uppfatta att det har blivit en viss störning av den nya populationen.

En intressant tanke till att göl 19a-populationen minskade i kroppskondition kan vara att dessa individer lekte medan individer från göl 12 skippade leken och åt mat i stället. Ett par fångades i amplexus vilket var två individer från göl 19a. Men inga fler individer i amplexus fångades då detta ansågs för störande i leken, så denna tanke går inte att bevisa men är värd att

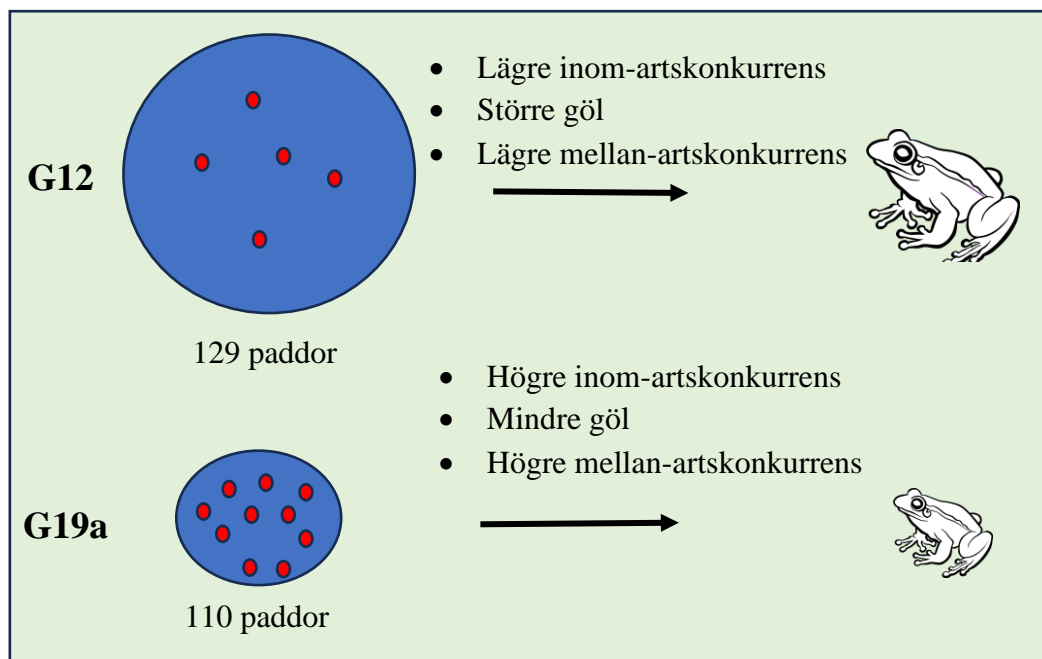
nämna. Hanar hördes börja spela i mitten/slutet på maj vid göl 19a, och spelet fortsatte till mitten/slutet på juni. Även om gölgrödor äter under lekperioden skulle det vara möjligt att gölgrödor som inte är med och leker går upp mer i vikt än gölgrödor som lägger energi på att hitta en partner.

Men vilka exakta faktorer som har lett till att endast göl 19a-populationen blivit negativt påverkad är svåra att peka ut, och få studier har gjorts om hur kroppskondition påverkar redan existerande populationer vid en translokering. Faktorer som går att diskutera är t.ex. inom- och mellan-arts konkurrens och möjlig påverkan av svamp-patogenen Bd.

I resultatet (figur 8) kan vi se att göl 12-populationen redan innan translokeringen i genomsnitt har något högre kroppskondition än göl 19a-populationen. Den högre kroppskonditionen kan vara ett resultat av mindre inom och mellan-artskonkurrens vid göl 12.

I tabell 6 kan man se att göl 12 är ungefär tre gånger större än göl 19a, och göl 12 har en mindre population än göl 19a (figur 7). Detta gör att densiteten av gölgrödor är mindre i göl 12 än i göl 19a.

Den lägre inom-artskonkurrensen i göl 12 kan göra att juvenilerna blir större (Greenberg, 2001) då det finns mer föda för dessa juveniler. Medan i göl 19a är densiteten av gölgrödor högre då populationen är större och gölen de bor i är mindre, detta gör att konkurrensen om föda inom arten blir högre och juvenilerna blir mindre (figur 12).



Figur 12. schematisk bild över inom och mellan-artskonkurrens över båda populationerna och hur det påverkar dom. Röda prickar representerar gölgrödor i vardera gölen.

Vi har även mellan-arts konkurrens där adulter från olika arter av groddjur konkurrerar om föda, där vanlig padda var utmärkande vid båda gölarna.

Man har sett att när vissa groddarter lever i samma habitat kan de påverka varandras kroppsstorlek genom att den ena arten blir mindre än den andra (Huang et al, 2020; Mikolas, 2016) på grund av mellanartskonkurrens. I göl 19a fångades 110 paddor där majoriteten var adulter, medan i göl 12 fångades 129 paddor där majoriteten var juveniler (tabell 7). Den totala siffran av paddor vid göl 19a kan dock vara missvisande. Siffran 110 kommer ifrån att räkna alla paddor som hamnade i de utgående fällorna. Dessa paddor släpptes ut ur gölen, men paddor som hamnade i inåtgående fällor släpptes även in i gölen. Detta gör att samma padda kan blivit räknad flera gånger. Adulta paddor konkurrerar mer om föda än juveniler (samtal Simon Kärverno) vilket gör att mellanartskonkurrensen är högre vid göl 19a än vid göl 12.

Det större antalet adulta paddor, samt den större populationen av gölgroda i en mindre göl gör att det redan finns en hög konkurrens om föda vid göl 19a vilket kan bidra till att göl 19a har en population med något mindre individer än göl 12 populationen (figur 12).

Den högre kroppskonditionen hos göl 12 populationen kan då göra dem till bättre konkurrenter om föda då större individer tävlar bättre om föda i täta populationer (Wu et al 2006) vilket gör att göl 19a populationen inte ökar lika mycket i kroppskondition som göl 12 populationen efter att translokeringen var avslutad.

En annan bidragande faktor till den försämrade kroppskonditionen kan vara möjlig svampinfektion hos gölrodorna.

Svamp-prover har tagits kontinuerligt på båda populationerna vid varje fångstillfälle, men då analyser av dessa prover är väldigt dyra och inget billigare alternativ hittades innan denna rapport skulle vara färdigställd kommer resultatet av svampsjukdomen inte med i denna rapport.

Men en tidigare studie av gölgroda har visat att över 30% av individerna i Forsmark-Hållnäs området kan ha Bd (Kärverno et al. 2020). Även om sjukdomen skulle vara under kontroll i populationerna kan en störning som ett tillskott av en ny population som är bättre konkurrenter göra att mer energi går åt till att konkurrera om föda vilket gör att mindre energi går åt till att bekämpa sjukdomen och kroppskonditionen minskar (Burrowes et al 2007).

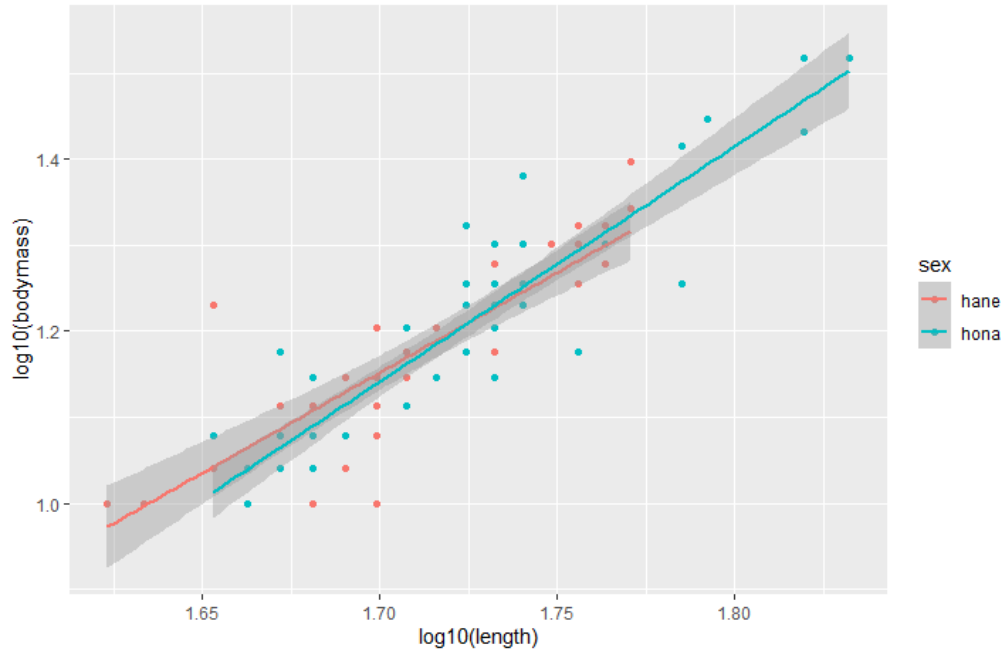
Det kan alltså vara en kombination av olika möjliga faktorer som gör att göl 19a populationen blivit negativt påverkade av translokeringen. Detta påvisar också vikten av att fler studier behöver göras på både translokerade och redan existerande populationer, och övervakning krävs för att se om påverkan minskar eller förvärras över tid.

Slutsats

Translokeringen av gölgrödor från göl 12 till göl 19a har överlag gått bra och den translokerade populationen har inte gett någon indikation på att de blivit negativt påverkade av förflyttningen under projektets gång. Det finns dock indikationer på att den ursprungliga göl 19a-populationen blivit störda av tillskottet av den nya populationen.

Dock behöver den nya totala populationen mätas över tid för att kunna se om den nya populationen stabiliseras och hittar en ny balans, eller om det nya tillskottet fortsätter att ge en negativ effekt. Denna studie påvisar också att det är många faktorer som spelar roll vid en translokering, och att mycket kunskap behövs om dynamiken i det habitat man vill translokera djur till för att någorlunda kunna förutse translokeringens effekt.

Bilaga



Figur B1. I modellen ser vi skillnaden i kroppskondition (BCI) mellan honor och hanar. Linjerna korsar sig, men när interaktionen i modellen testades var p -värde över 0,05 vilket gjorde att könen inte behövde skiljas åt i resterande statistiska modeller.

Referenser

Arcila-Pérez, L. F., Atehortua-Vallejo, M. A & Vargas-Salinas, F (2020) *Homing in the Rubí Poison Frog Andinobates bombetes (Dendrobatidae)*. The American Society of Ichthyologists and Herpetologists Copeia, 108(4) : 948–956 <https://doi.org/10.1643/CE-19-284>

Bănciulescu, R. I., Hartel, T., Plăiașu, R., Smets, J., Cogălniceanu, D. (2010) *Comparing three body condition indices in amphibians: a case study of yellow-bellied toad Bombina variegata*. *Amphibia-Reptilia* 31: 558–562. DOI:10.1163/017353710X518405

Barrientos, R & Megía Palma, R (2021) *Associated costs of mitigation-driven translocation in small lizards*. *Amphibia-Reptilia*. 10.1163/15685381-bja10040

Berger-Tal, O., Blumstein, D. T. & Swaisgood, R. R. (2019) *Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions*. *Animal Conservation*. <https://doi.org/10.1111/acv.12534>

Buckley, J., & Foster, J. (2005) *Reintroduction strategy for the pool frog Rana lessonae in England*. English Nature Research Reports. Nr 642

Burrowes, P. A., Longo, A. V., & Rodríguez, C. A. (2007). *Potential fitness cost of Batrachochytrium dendrobatidis in Eleutherodactylus coqui, and comments on environment-related risk of infection*. *Herpetotropicos*, 4(2)

Collins, J.P. & Storfer, A. (2003) *Global amphibian declines: sorting the hypotheses*. *Diversity and Distributions*, 9: 89–98. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00012.x>

Dickinson, H.C. & Fa, J.E. (2000) *Abundance, demographics and body condition of a translocated population of St Lucia whiptail lizards (Cnemidophorus vanzoi)*. *Journal of Zoology*, 251: 187–197. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00603.x>

Germano, J. M., & Bishop, P. J (2009). *Suitability of Amphibians and Reptiles for Translocation*. *Conservation Biology*, Volume 23, No. 1, 7–15. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01123.x>

Google Earth (u.å.) <https://www.google.com/earth/index.html> [2023-08-11].

Greenberg, C.H. (2001). *Spatio-Temporal Dynamics of Pond Use and Recruitment in Florida Gopher Frogs (Rana capito aesopus)*. Journal of herpetology, 35 (1), 74–85. <https://doi.org/10.2307/1566026>

Haugen, K. (2020) *Survival and recruitment in a population of critically endangered northern pool frog (Pelophylax lessonae) in Norway*. Masteravhandling. University of Agder. Kristiansand.

Hedenberg, F. (2022). *Status of three great crested newt Triturus cristatus populations after translocation*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

Hoogesteger, T., Rahkonen, J. & Karhilahti, A. (2013). *Pool frog (Pelophylax lessonae) Camerano 1882 (Anura, Ranidae), an addition to the Finnish amphibian fauna*. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica, 89, 25–31

Holenweg, A.K. & Reyer, H.U. (2000). *Hibernation behavior of Rana lessonae and R. esculenta in their natural habitat*. Oecologia 123, 41–47
<https://doi.org/10.1007/s004420050987>

Huang, Y., Wang, X., Yang, X., Jiang, J. & Hu, J. (2020). Unveiling the roles of interspecific competition and local adaptation in phenotypic differentiation of parapatric frogs. *Current zoology*, 66 (4), 383–392. <https://doi.org/10.1093/cz/zoaa001>

IUCN (2022) a. *The IUCN Red List of Threatened Species.2022–2*.
<https://www.iucnredlist.org>. [2023-04-04]

IUCN (2022) b. Pool Frog *Pelophylax lessonae*
<https://www.iucnredlist.org/species/58643/177068753> [2023-04-04]

IUCN/SSC (2013). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp. ISBN: 978-2-8317-1609-1

Josefsson, J., L. Ahlbäck Widenfalk., M. Blicharska., M. Hedblom., T. Pärt., T. Ranius., E. Öckinger (2021) *Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence?* *Biological Conservation*, Volume 257,2021,109117,ISSN 0006–3207. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109117>.

Kärvemo, S., Wikström, G., Widenfalk, L.A., Höglund, J & Laurila, A. (2020). *Chytrid fungus dynamics and infections associated with movement distances in a red-listed amphibian*. *Journal of Zoology*. <https://doi.org/10.1111/jzo.12773>

Matthews K. R. (2003) *Response of Mountain Yellow-Legged Frogs, Rana muscosa, to Short Distance Translocation*. *Journal of Herpetology*, Vol. 37, No. 3, pp. 621–626.

McKenney, B.A & Kiesecker, J.M. (2009). *Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks*. *Environmental Management* 45, 165–176 (2010). <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>

Mikoláš, P. (2016). *Can Change of Landscape Composition Increase Interspecies Competition Among Amphibians and Thus Decrease the Body Condition of the Endangered Bombina variegata?* *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(6), 2527–2531. <https://doi.org/10.15244/pjoes/62798>

Naturvårdsverket (2016). *Ekologisk kompensation: En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Handbok, 2016:1 Utgåva 1. Bromma.

Orizaola, G., Quintela, M. & Laurila, A. (2010) *Climatic adaptation in an isolated and genetically impoverished amphibian population*. *Ecography*, 33: 730–737. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06033.x>

Orizaola, G. & Laurila, A. (2009). *Intraspecific variation of temperature – induced effects on metamorphosis in the pool frog (Rana lessonae)*. *Canadian Journal of Zoology*. 87(7): 581–588. <https://doi.org/10.1139/Z09-045>

Pašukonis, A., Loretto, M. C., Landler, L., Ringler, M & Hödl, W (2014) *Homing trajectories and initial orientation in a Neotropical territorial frog, Allobates femoralis (Dendrobatidae)*. *Front Zool* 11, 29. <https://doi.org/10.1186/1742-9994-11-29>

Pessier, A.P. (2012) *Diagnosis and Control of Amphibian Chytridiomycosis*. *Fowler's Zoo and Wild Animal Medicine*. Chapter 28, Pages 217–223. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4377-1986-4.00028-7>

Pickett, E.J., Stockwell, M.P., Bower, D.S., Garnham, J.I., Pollard, C.J., Clulow, J. & Mahony, M.J., (2013). *Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring*. *Biological Conservation*, 157, pp. 156–162.

Rathbun, G. B & Schneider, J (2001) *Translocation of California red-legged frogs (Rana aurora draytonii)*. *Wildlife Society Bulletin (1973–2006)* Vol. 29, No. 4 (Winter, 2001), pp. 1300–1303 <https://www.jstor.org/stable/3784158>

R Core Team, (2023) [Programvara].

Resende, P. S., Viana–Junior, A. B., Young, R. J & Azevedo, C. S. (2020). *A global review of animal translocation programs*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43.2: 221–232, <https://doi.org/10.32800/abc.2020.43.0221>

Resende, P.S., Viana-Junior, A.B., Young, R.J. & Azevedo, C.S. (2021). *What is better for animal conservation translocation programmes: Soft- or hard-release? A phylogenetic meta-analytical approach*. *The Journal of applied ecology*, 58 (6), 1122–1132. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13873>

Rubke, C. A., Leavitt, D. J., Crumbo, W. L., Williams, B., Grimsley-Padron, A. A., Gade, K. J., Benford, R., Ingraldi, M. F., Sullivan, B. K., & O'Donnell, R. P. (2022). *Is mitigation translocation an effective strategy for conserving common chuckwalla?* *Human-Wildlife Interactions*, 16(1). <https://doi.org/10.15142/s9fy-cn59>

SFS 2007:845. Artskyddsförordningen. Stockholm: Klimat- och näringslivsdepartementet.

Sjögren, P., (1988). *Gölgrodans (Rana lessonae) ekologi och faunavårdsstatus i Sverige*. Solna. Naturvårdsverket Nr. 3428.

Sjögren, P., (1989). *Orsaker till små populationers utdöende - Metapopulationsdynamik hos gölgrodan och andra arter*. Solna. Naturvårdsverket. Nr. 3686.

Sjögren, P., (1991). *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. (1994). *Distribution and Extinction Patterns within a Northern Metapopulation of the Pool Frog, Rana Lessonae*. *Ecology*, 75(5), 1357–1367.

<https://doi.org/10.2307/1937460>

Sjögren, P. (1998) *Spatial movement patterns in frogs: Target-oriented dispersal in the pool frog, Rana lessonae*. *Écoscience*, 5:1, 31–38, [10.1080/11956860.1998.11682436](https://doi.org/10.1080/11956860.1998.11682436)

Sjögren, P., Elmberg, J. & Berglind, S-Å. (1988) *Thermal preference in the pool frog Rana lessonae: Impact on the reproductive behaviour of a northern fringe population*. *Holarctic Ecology*, 11: 178-184. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1988.tb00798.x>

Söderman, F (2015) *Åtgärdsprogram för gölgroda, (The action plan for the pool frog (Pelophylax lessonae) in Sweden). 2014–2019 (Pelophylax lessonae)*. Naturvårdsverket. Rapportnummer 6631. [10.13140/RG.2.1.4766.5126](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4766.5126)

Voyles, J., Young, S., Berger, L., Campbell, C., Voyles, W.F., Dinudom, A., Cook, D., Webb, R., Alford, R.A., Skerratt, L.F., Speare, R (2009) *Pathogenesis of chytridiomycosis, a cause of catastrophic amphibian declines*. *Science* 326(5952):582–5. [10.1126/science.1176765](https://doi.org/10.1126/science.1176765).

Waqas, A., Arshad, J., Bhukhari, S.M., Hussain, A., Hussain, S.M. & Rafique, H., (2018). *Comparison of different trapping techniques used in herpetofaunal monitoring: A review*. *Punjab Univ. J. Zool.*, 33(1): 57-68. <http://dx.doi.org/10.17582/pujz/2018.33.1.57.68>

Wikström, G. (2018) *Improving forest management practices for an red listed anuran: gaining ecological insight on movement and habitat use of pool frogs (Pelophylax lessonae) in Sweden*. 10.17011/conference/eccb2018/107619

Wu, Z., Li, Y. & Murray, B.R. (2006). *Insular Shifts in Body Size of Rice Frogs in the Zhoushan Archipelago, China*. *The Journal of animal ecology*, 75 (5), 1071–1080. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01126.x>

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

- <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.