

# Kartläggning av långbensgroda *Rana dalmatina* på Öland

- med rekommendationer för biogeografisk uppföljning

---

Erik Fridolf

Examensarbete 2014 (30 hp, master)

Handledare: Per Nyström & Marika Stenberg (Ekoll AB)

Erik Fridolf  
Drottninggatan 134  
254 33 Helsingborg  
+46 (0) 70 20 86 236  
erik.fridolf@gmail.com

## Innehållsförteckning

<b>Abstract</b>	<b>4</b>
<b>Introduktion</b>	<b>5</b>
<i>Syfte</i>	5
<i>Frågeställningar</i>	6
<i>Populationsdynamik – information för uppföljning</i>	6
<b>Långbensgrodan</b>	<b>7</b>
<i>Artbeskrivning och status</i>	7
Habitatkrav	7
Hot	7
Åtgärder	8
<b>Metod</b>	<b>9</b>
<i>GIS – förarbete</i>	9
<i>Fältarbete</i>	9
<i>Markanvändning</i>	9
<i>Statistiska analyser</i>	11
Miljövariablers betydelse	11
Beräkning av framtida stickprovsstorlek	11
<b>Resultat</b>	<b>13</b>
<i>Lokaler – inventerade vatten</i>	13
<i>Bifynd</i>	13
<i>Tid till första observation</i>	14
<i>Miljövariabler</i>	15
<i>Betydelsen av omgivande miljö</i>	17
<i>Stickprovsstorlek</i>	18
Populationsstorlek – antal individ	18
Populationsutbredning – antal fyndlokaler	19
<b>Diskussion</b>	<b>20</b>
<i>Slutsats</i>	22
<b>Tack</b>	<b>22</b>
<b>Referenser</b>	<b>23</b>

## Abstract

As a result of e.g. habitat loss and diseases, a global decline of amphibians is a fact. In order to prevent further declines and to improve the conservation status for amphibians in Europe, the member states have to report the status for amphibians every sixth year to EU. In Sweden, the County Administrative Board in Scania is responsible for coordinating the biogeographic monitoring of amphibians. Öland contains the largest population of the agile frog (*Rana dalmatina*) in Sweden. However, its status in other parts than the well investigated central parts (Mittlandet) of Öland is not well known. Such knowledge is needed in order to optimize a monitoring program at national level.

In the inventory I found 3906 egg masses (equivalent to 7812 individuals) at more than 82 occurrence sites for the agile frog outside Mittlandet. Of these, 24 were identified as source ponds (at least 50 egg masses). Before this inventory the population of agile frog in Sweden consisted of approximately 30000 individuals. More egg masses were found in wetlands with high proportion of surrounding deciduous forest (buffer zone of 1000 m), with a short distance to the nearest site with egg masses, a low proportion of open land, and relatively few roads. The probability of finding other amphibians was greater in source ponds than in satellite ponds (i.e. ponds with less than 50 egg masses). Therefore a future monitoring of the agile frog should include documentation of other species in at least source ponds. The data suggest that in order to detect a future population change greater than the natural fluctuation levels (35 %) of the agile frog, at least nine source ponds sites have to be surveyed at two independent occasions. To detect a change in the frequency of occurrence at sites with agile frogs, of 50 %, at least 45 sites have to be visited at two independent occasions. Due to the finding of several unknown populations of the agile frog in Öland the impact of environmental factors need to be further investigated in order to give recommendations for future monitoring programs of the agile frog.

## Introduktion

Amfibier minskar globalt i antal och anses mer hotade än däggdjur eller fåglar (Stuart et al. 2004). Data indikerar att nedgången startade under 1970 talet och rapporteringen tog fart på 1990-talet (D'Amen & Bombi 2009; Stuart et al. 2004). Forskningen fokuserade då framförallt på att populationsnedgångar inträffade samtidigt och globalt samt att även populationer i skyddade områden påverkades (Collins & Storfer 2003). Orsakerna till nedgångarna är många varav flertalet är okända (D'Amen & Bombi 2009; Nyström et al. 2007; Silva et al. 2009; Stuart et al. 2004). Det är uppenbart att en kartläggning av amfibiers förekomst och populationsstorlek behövs. För att kunna upptäcka onaturliga nedgångar i populationsstorlek behövs data och storlek av naturliga arts specifika populationsfluktuationer. Hög prioritet bör ges till utredning och identifiering av orsaker som leder till populationsnedgångar (Nyström et al. 2007). För att kunna förstå och eventuellt motverka nedgångar av amfibiepopulationer är kunskap om både naturliga och onaturliga fluktuationer och deras orsaker viktiga.

Uppskattningsvis är en fjärdedel av Europas amfibier hotade varav flertalet är endemiska för Europa (Temple et al. 2009). Det betyder att Europas länder har ett stort ansvar för att skydda de arterna. EU har bland annat som mål att kartlägga arters geografiska områden i syfte att kunna upprätthålla en gynnsam bevarandestatus. Dessutom dokumenteras information rörande bl.a. populationer via IUCN Global Amphibian Assessment. Det är dock få länder i Europa som har en organiserad och systematisk övervakning av amfibier, vissa länder saknar till och med grundläggande förekomst- och populationsstatus (Temple et al. 2009). För tillfället är det svårt att hitta information om uppföljning av långbensgrodan i andra länder. Åtgärdsprogram för arten är framtaget i Sverige och Jersey (Frankrike) (Ahlén 2013; Buley et al. 2001). Anledningen till att länder i Europa för närvarande saknar åtgärdsprogram kan bero på att arten är som mest hotad i utkanten av dess Europeiska utbredningsområde till vilket Sverige och Jersey tillhör.

Fem av Sveriges 13 amfibiearter är idag hotade och åtgärder genomförs för att öka deras populationer. Länsstyrelsen i Skåne ansvarar för en biogeografisk uppföljning, vilket är ett nationellt program för uppföljning och rapportering av bevarandestatus till EU av de arter som upptas i art- och habitatdirektivet. Detta program kräver god kunskap om arters förekomst och populationsstorlek. Syftet med en biogeografisk uppföljning är att kunna upptäcka förändringar i en arts populationsstorlek och utbredningsområde på ett kostnadseffektivt sätt (Hallengren 2013; Jacobson 2010). I det här arbetet har jag gjort en uppföljning av långbensgrodans (*Rana dalmatina*) utbredning och populationsstorlek på Öland. Utifrån mina resultat har jag försökt förklara vad som påverkar antalet romklumpar i ett vatten och vilka inventeringsinsatser som krävs för att upptäcka förändringar i populationsstorlek och förekomst.

## Syfte

Sedan 1988 har långbensgrodan inventeras årligen på Mittlandet på Öland för att använda dessa data inom forskningen kring artens ekologi, spridning och fluktuationer i populationsstorlek (Ahlén 2013). På senare år har Länsstyrelsen Kalmar län fått ansvaret för inventeringarna på Mittlandet. Även om kunskapsunderlaget är mycket bra vad gäller långbensgrodan på Mittlandet och fastlandet är förekomsten i resterande områden på Öland relativt okänt (Jacobson 2010). En stor del av långbensgrodans individer och lekvatten i Sverige finns på Mittlandet på Öland. Därför är det även viktigt att långbensgrodans utbredning och antal kartläggs på hela ön. Kunskap om artens förekomst är viktig för att kunna upptäcka onaturliga förändringar av populationsstorlek och utbredning. Det är framförallt intressant att dokumentera baslokaler. En baslokal ska bestå av minst 50 honor, dvs. fynd av minst 50 stycken romklumpar (Hallengren 2008). Lokaler som hyser färre än 50

romklumpar kommer i detta arbete benämnas som satellitlokaler. Av ekonomiska och ekologiska skäl är rekommendationen att man ska kunna upptäcka större förändringar än 35 % i populationsstorlek (baslokaler) och 50 % i utbredning (Hallengren 2013; Hallengren & Nyström 2013). Huvudsyftet med detta arbete är att undersöka förekomst och populationsstorlek av långbensgrodan på den norra halvan av Öland.

Hotade svenska amfibiers status skall rapporteras till EU vart sjätte år (Hallengren 2013; Silva et al. 2009). För att det ska vara möjligt krävs underlag. Baserat på resultatet av bland annat denna undersökning kommer rekommendationer för att upptäcka förändringar att kunna ges. Variationen i antal lagda romklumpar kommer att testas mot olika miljöfaktorer vilket ger sambandet mellan miljöfaktorer och populationsstorlek. Den information som arbetet genererar kan då ligga till grund för rekommendationer för framtida övervakning av arten.

Vid inventering av bl.a. långbensgroda ingår i nuvarande uppföljningsförslag att notera bifynd av andra amfibier och blodigel (*Hirudu medicinalis*) i syfte att hitta trendförändringar även för dessa arter (Jacobson 2010). Vid tidigare inventeringar har det visat sig att flest bifynd görs vid inventering av långbensgroda jämfört med andra amfibier (Hallengren & Nyström 2013). Syftet med denna inventering är att bedöma tillförlitligheten av att notera bifynd av andra arter vid inventering av långbensgroda på Öland för att kunna upptäcka trendförändringar.

### Frågeställningar

- Var och i vilka kvantiteter finns långbensgrodan på Öland?
- Har markanvändningen någon betydelse för förekomsten av långbensgrodan på Öland?
- Hur många baslokaler behöver inventeras för att kunna upptäcka en given procentuell förändring i populationsstorleken som inte beror av naturliga fluktuationer?
- Hur många lokaler behöver följas upp för att kunna upptäcka en given procentuell förändring i förekomst baserat på antalet undersökta lokaler och antalet fyndlokaler?
- Är det tillräckligt att notera bifynd för övriga amfibier samt blodigel för att kunna se trendförändringar hos dessa arter?

### Populationsdynamik – information för uppföljning

Amfibiepopulationer återfinns ofta i flera olika miljöer och lekvatten som måste vara inom ramen för artens spridningsavstånd, vilket för långbensgrodan kan vara flera kilometer (Hartel et al. 2009a; Nyström & Stenberg 2008). Ett viktigt steg i inventering av lokaler är att hitta baslokaler, vilka karakteriseras av att de har en bra reproduktion, stort antal lekande individer och en relativt låg risk för utdöende (Hallengren 2013; Nyström & Stenberg 2008). De är viktiga för att förstå och acceptera att dem årliga naturliga populationsfluktuationen kan vara upp till 35 % (Hallengren 2013). Naturliga fluktuationer kan förklaras av hur miljön ser ut, uttorkningsrisk, yngeltäthet m.m. (Nyström & Stenberg 2008). Vid en baslokal finns oftast en rad andra mindre lekvatten, satellitlokaler, inom artens spridningsradie vilka tillsammans skapar en metapopulation (Hallengren 2013). Om en baslokal påverkas negativt riskerar hela metapopulationen att påverkas vilket innebär att uppföljningen av just baslokalerna är väldigt viktig. Baslokaler bör enligt Hallengren (2013) inventeras vart annat år under en sexårsperiod för att få ett genomsnitt av populationsstorleken.

# Långbensgrodan

## Artbeskrivning och status

Långbensgrodan tillhör gruppen brunrodor (figur 1). Arten är mellan 41 och 67 mm och skiljs från den snarlika vanliga grodan (*R. temporaria*) och åkergrodan (*R. arvalis*) genom att dess trumhinna är belägen precis bakom ögat och är minst lika stor som ögat (Ahlén 2011). Arten klassas som sårbar (VU) enligt rödlistan (Gärdenfors 2010). Dessutom är arten fridlyst enligt miljöbalken och upptagen i art- och habitatdirektivet (92/43EEG) samt Bernkonventionen (82/72/EEC) (Gärdenfors 2010). Den tas också upp som prioriterad art i Baltic ecoregion conservation plan (WWF 2004).



**Figur 1:** Långbensgroda med tydlig trumhinna belägen precis bakom ögat. Foto: Per Nyström.

Långbensgrodan förekommer främst i södra och centrala Europa (Bartłomiej et al. 2011). Isolerade populationer finns i Danmark och södra Sverige (Waringer-Löschenkohl 1991). I Sverige återfinns långbensgrodan sparsamt i sydöstra Skåne, östra Blekinge, sydöstra Småland och på Öland (Ahlén 2011; Kaya et al. 2009). Antalet lekvatten för långbensgrodan beräknas vara totalt 720 stycken i Sverige varav knappt 45 % på Öland (Ahlén 2011; Lydänge 2009). Antalet individer uppskattas till 30000. Långbensgrodans lek varar upp till en månad (Wells 1977), och inträffar under tidig vår, ofta i mars eller april men kan infalla betydligt tidigare (Ahlén 2011; Hartel et al. 2009b). Varje hona lägger årligen en romklump (figur 2) som fästs enskilt i vegetationen ungefär 15 cm under ytan och kläcks efter 20-40 dagar (Ficetola et al. 2006; Hallengren & Blank 2010; Waringer-Löschenkohl 1991).

## Habitatkrav

Långbensgrodan är ofta knuten till lövskogsmiljöer, där de övervintrar på frostfritt djup t.ex. vid trädens rötter, och undviker öppna landskap (Ahlén 2011; Kaya et al. 2009). På Öland förekommer arten nästan uteslutande i grunda kärr medan den på fastlandet förekommer i djupare kärr och i småvatten (figur 3) (Jacobson 2010). Vid en inventering av arten i Blekinge 2007-2009 visade det sig att fyndlokalerna oftast hade en relativt stor area och att flera lekvatten fanns inom ett avstånd på två kilometer (Lydänge 2009). Oftast saknar lekvatten ett tilllopp och förses med vatten från grundvattnet (Ahlén 2013). Antalet romklumpar minskar ofta med ökat avstånd från lövskog (Wederkinche 1988), enligt Ponsero & Joly (1998) återfinns de inom 50-100 m från skogskanten. Lekvattnet ska gärna ha relativt lite vegetation enligt Hallengren (2008). Hartel et al. (2009b) visar en positiv effekt på antalet romklumpar när förekomsten av makrofyter uppgår till 50 % täckningsgrad. Undersökningar visar att dödligheten för ägg och larver är mycket hög vid pH 4.0 medan överlevnaden är drygt 90 % vid pH 5-6 (Andrén et al. 1988; Nyström & Stenberg 2008).



**Figur 2:** Romklumpa i förgrunden från långbensgroda på Öland.

## Hot

Habitatförlust är troligtvis den allvarligaste orsaken till den globala minskningen av amfibier (Boyer & Grue 1995). Minskningen kan också förklaras av sjukdomar (Boyer & Grue 1995; Hallengren 2010) och användandet av pesticider (Sparling et al. 2001) samt övergödning (Hatch & Blaustein 2000; Ortiz et al. 2004). Enligt Ahlén (2011; 2013) är det största hotet



mot långbensgrodan omvandlingen från lövskog till barrskog då bl.a. temperaturen i lekvattnet kan bli för låg genom barrskogens tätare skugga (samt sänkning av pH). Även igenväxning av ängar och betesmark missgynnar arten. Vägar har också en avgörande roll vid habitatförlust då de utgör en fysisk barriär och är en direkt dödsfälla (Carr & Fahrig 2001; Hels & Buchwald 2001; Lesbarrères et al. 2006). Vägar fragmenterar och förorenar miljöer i form av ljud, partiklar och vägsalt (Hartel et al. 2009a; Lesbarrères et al. 2006). Studier visar att antalet påkörda amfibier är många på vägar i anknytning till våtmarker (Ashley & Robinson 1996; Glista et al. 2008). Våtmarker i tätbyggda områden ofta omges av en relativt hög täthet av vägar (Rubbo & Kiesecker 2005). Isolering ökar även risken för utdöende pga. genetiska (genetisk drift) och slumpmässiga händelser (Carr & Fahrig 2001; Lesbarrères et al. 2006). Arter som är mer benägna att röra sig längre sträckor löper en större risk att komma i kontakt med vägar (Carr & Fahrig 2001). Långbensgrodan är en sådan art och speciellt på Öland har den visat sig väldigt rörlig och har förflyttat sig upp till 4 km på ett år (Ahlén 2013).



Figur 3: En av de besökta förekomstplatserna på Öland.

### Åtgärder

För att bevara amfibier i landskapet är det mest effektivt att hindra habitatförlust och fragmentering (Lehtinen et al. 1999). I Sverige har över 500 våtmarker anlagts under 2000-talet varav en stor andel gynnat flertalet hotade amfibier, däribland långbensgrodan (Nyström & Stenberg 2009). I Danmark har det grävts och restaurerats åtminstone 95 dammar varav samtliga efter fem år koloniserats av långbensgrodan (Nyström & Stenberg 2008). Kända lekvattnen som hyser regelbunden reproduktion bör skyddas mot granplantering inom 100 m tillsammans med en strävan att omgivande skogsmark har inslag av kärr, lövskog, sumpskog och äng (Ahlén 2011). Skapandet av korridorer kan användas för att underlätta förbindelse mellan populationer som annars ligger för långt ifrån varandra för att kunna utbyta individer (Ahlén 2013; Hartel et al. 2009b).



## Metod

Fältarbetet bestod i att besöka lokaler med tidigare känd förekomst av långbensgroda på norra Öland och dokumentera förekomst, populationsstorlek samt bestämma olika miljöfaktorer. Dessutom utförde Länsstyrelsen Kalmar län sin årliga inventering av långbensgrodan på Mittlandet på Öland. Efterarbetet bestod av att analysera data statistiskt och med hjälp av geografiskt informationssystem (GIS). Data från Länsstyrelsens inventering användes vid några av analyserna.

### GIS – förarbete

Lämpliga vatten och våtmarker valdes ut med hjälp av analyser i ArcGIS (version 10). Utsökningen genomfördes med hjälp av observationer registrerade på Artportalen tillsammans Lantmäteriets fastighetskarta (vektor). Analyserna begränsade urvalet till vatten och våtmarker som kunde uppfylla följande kriterier (Hallengren 2013; Jacobson 2010; Nyström & Stenberg 2008; Rubbo & Kiesecker 2005; Teplitsky et al. 2003):

- Mindre än 200 m från väg, detta av ekonomiska och praktiska skäl.
- Areal mindre än 5000 m<sup>2</sup> eftersom att förekomst av fisk ökar med ökad storlek av vattnet. Begränsningen gäller inte för grunda våtmarker.
- Högst 1000 m från tidigare känd lokal, med avseende på långbensgrodans spridningsavstånd.
- Sakna kontakt med fiskförande vattendrag då fisk äter både rom och larver och långbensgrodan verkar aktivt undvika vatten med fisk.

Länsstyrelsen Kalmar län använde sig av ortofoton på vilka en visuell utsökning av lämpliga lekvattnen gjordes. Utsökningarna görs med cirka tio års mellanrum och för årets inventering kan det vara många år sedan lekplatserna valdes. De vatten som anses lämpliga besöks i fält där ett visst bortfall sker till följd av feltolkning av ortofotona.

### Fältarbete

Data som samlades in under studien bestod av både biotiska faktorer som antal romklumpar av långbensgrodan, bifynd av andra arter samt uppskattning av mängden vegetation i lekvattnet (%) och abiotiska faktorer som lokalens karaktär (kärr/småvatten), areal, uttorkningsrisk, tid innan första observation, total tid för inventeringen vid varje lokal, konduktivitet samt pH. Nyfunna lokaler koordinatsates. Ovan enligt riktlinjer från Hallengren & Blank (2010).

Fältarbetet pågick mellan den 13 och 17 april 2014. Tidpunkt för inventeringen bestämdes med hjälp av tidigare kunskap tillsammans med kontinuerliga observationer från Öland gjorda av Thomas Johansson (Länsstyrelsen Kalmar län). Insamlingen av data genomfördes av totalt fyra personer uppdelade på två stycken arbetslaglag som undersökte hela vattnet/våtmarken genom att metodiskt kryssa över lokalerna och samtidigt räkna romklumpar. Vi använde oss av en GPS med en noggrannhet på  $\pm 5$  m och polariserande glasögon för att öka sannolikheten att upptäcka romklumpar (Hallengren & Nyström 2013).

### Markanvändning

I GIS skapades en buffertzona med en radie på 1000 m (figur 4a-d) kring de utvalda lokalerna för att kunna undersöka miljön inom långbensgrodans normala spridningsområde. Inom buffertzonen för varje lokal beräknades olika faktorer:

- Areal barr- och blandskog (försurning, tät beskuggning)
- Areal lövskog (övervintringsmiljöer)
- Areal sankmark (möjliga lekmiljöer)
- Areal åkermark (övergödning)



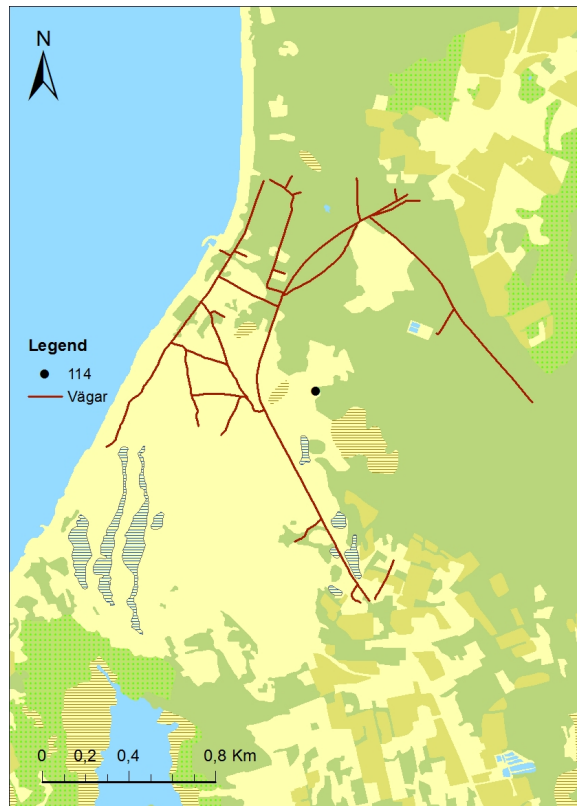
**Figur 4a:** Lokal nr 114 för långbensgrodan på Öland samt Lantmäteriets fastighetskarta.



**Figur 4b:** En buffertzoon på 1000 m (3 140 000 m<sup>2</sup>) inom vilken markanvändning kan beräknas.



**Figur 4c:** Arealen sankmark inom buffertzonen kan här beräknas. 96 580 m<sup>2</sup> för lokal nr 114.



**Figur 4d:** Den totala längden av vägarna inom buffertzonen. 9 598 m för lokal nr 114.

- Areal vatten (möjliga lekmiljöer)
- Areal öppen mark (födosöksområde)
- Avstånd till närmsta kända reproduktionslokal (kolonisering)
- Avstånd till närmsta sankmark (möjliga lekmiljöer)
- Längden vägar (dödsrisk, fragmentering)

För att kunna göra analyserna klipptes (ArcGIS: funktionen "Clip") en cirkel med en radie på 1000 m ut från Lantmäteriets fastighetskarta (skikt: "samtliga markytor", "sankmarker" och "vägar") för samtliga koordinater. Innan beräkningarna av area genomfördes slogs respektive fragment av olika naturtyper samman för varje cirkel med hjälp av funktionen "Dissolve". Detta för att få större enheter att beräkna arean istället för att beräkna arean av flera mindre enheter. Tills sist beräknades area och längd för respektive variabel. Eftersom koordinaterna för fyndplatserna är hämtade från Artportalen kan en viss felkälla förekomma rörande miljövariablerna.

### Statistiska analyser

En PCA-analys (principalkomponentanalys) i SPSS (version 22) följt av en korrelationsanalys gjordes för att hantera och undersöka eventuella samband mellan de olika miljövariablerna och antalet romklumpar. Ett  $\chi^2$ -test användes för att testa om förekomst av bifynd var beroende av om baslokaler eller satellitlokaler undersöktes. För att beräkna antalet lokaler som behöver undersökas för att finna en given förändring med en viss säkerhet användes en poweranalys (styrkefunktion) i programmet G\*Power (version 3.1).

Ett "urval" togs fram genom att sortera lokaler, från min inventering, baserat på om de hade en storlek över 1000 m<sup>2</sup>, hade en uttorkningsrisk som var liten eller obefintlig, hade vegetation av minst 5 % samt var möjliga att inventera. Detta gjordes för att utesluta att skillnader i area skulle påverka antalet observerade romklumpar och därmed min statistiska analys. Exempelvis har ett vatten med liten area större benägenhet att torka ut. Dessutom har ett lekvatten med stor area troligtvis fler romklumpar än ett mindre. Urvalet resulterade i 51 lokaler med likvärdig storlek.

### Miljövariablers betydelse

De beräkningar som görs i en PCA baseras på den totala spridningen i variablerna (Djurfeldt & Barmark 2009). Huvudsyftet med en PCA-analys är att minsta möjliga antal faktorer ska kunna sammanfatta och förklara största möjliga andel av variansen. Faktorer med eget värde större än ett kan förklara mer än en elftedel (elva variabler är behandlade i arbetet) av variablernas sammanlagda varians medan ett eget värde mindre än ett förklarar mindre än en elftedel. Eget värdes storlek är den relativa förklaringsgraden för respektive faktor, alltså andelen spridning som varje faktor förklarar. Analysen reducerar antalet variabler genom att slå samman dem till komponenter genom att gruppera faktorer som liknar varandra, som samvarierar (Holgersson 2011). Den första faktorn som beräknas förklarar en maximal andel av variablernas totala varians (Dytham 1999). Den andra faktorn förklarar istället den varians som första faktorn inte kunde förklara, alltså den maximala andelen av återstående variablers varians. Fler faktorer bildas fram till dess att all varians kan återkopplas till en faktor. Valet av antalet faktorer styrs av att Kaisers kriterium vilket innebär att faktorns eget värde måste vara större än ett (Djurfeldt & Barmark 2009).

### Beräkning av framtida stickprovsstorlek

Med data från frekvensanalysen (dvs. förekomst och ej förekomst) samt populationsstorlek av långbensgrodan går det med en poweranalys att beräkna hur stora framtida stickprov minst behöver vara för att kunna upptäcka en viss förekomstförändring eller populationsförändring

med en bestämd procentuell säkerhet. Det är således ett enkelt verktyg vid bedömning av kostnadseffektivitet och statistisk styrka (Hallengren 2013; Taylor & Gerrodette 1993).

## Resultat

### Lokaler – inventerade vatten

Min utsökning i GIS genererade 82 stycken lämpliga lokaler. Vi besökte ytterligare 34 lokaler väl på plats. Totalt besökte vi 116 stycken lokaler på Öland (tabell 1). Av dessa kunde 19 inte inventeras bl.a. för att lokalerna var uttorkade eller inte tillgängliga. Ytterligare data tillhörande en lokal togs bort, därav 96 och inte 97 inventerade lokaler. Det beror på att koordinaterna för den försvann. Totalt återfanns romklumpar av långbensgroda på 82 lokaler (figur 6). Länsstyrelsen inventerade 151 lokaler och av dessa återfanns långbensgrodan på 88 stycken (tabell 1).

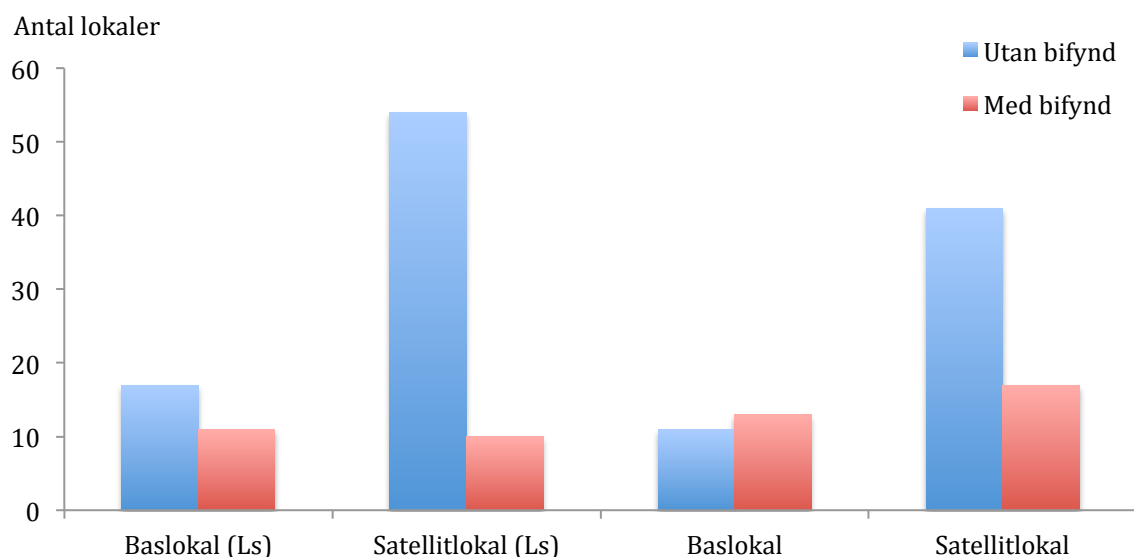
**Tabell 1:** Lokalerna har delats upp i olika kategorier med respektive värden för antal romklumpar av långbensgroda och vattenkemi (enbart egna undersökta vatten, ej Länsstyrelsen). "Utsökt" syftar på de antal lokaler som genererats efter förberedande utsökningen i GIS. "Urval" är de lokaler som sorterades utefter olika kriterier för att senare kunna användas i en PCA-analys. Sista raden sammanställer data av fyndlokaler från min egen inventering inklusive den gjord parallellt av Länsstyrelsen Kalmar län på Mittlandsskogen. SD = standardavvikelse.

	Antal lokaler	Romklumpar					pH				Konduktivitet (mS/m)				
		Totalt	Medel	SD	Min	Max	Medel	SD	Min	Max	Medel	SD	Min	Max	
	<b>Utsökt</b>	116	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	<b>Inventerad</b>	96	3 906	41	62	1	303	7,3	0,4	6,5	8	42,0	30,6	12	196
	<b>Fyndlokal</b>	82	3 906	48	66	1	303	7,3	0,4	6,5	8	40,8	29,3	12	196
	<b>Baslokal</b>	24	3 062	128	74	50	303	7,3	0,4	6,5	8	41,3	35,6	18	167
	<b>Satellitlokal</b>	58	844	15	12	1	47	7,3	0,4	6,5	8	40,6	26,6	12	196
	<b>Urval</b>	51	3 082	60	72	2	303	7,3	0,4	6,5	8	40,8	29,5	15	196
Länsstyrelsen	<b>Inventerad</b>	151	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<b>Fyndlokal</b>	88	4 576	52	78	1	369	-	-	-	-	-	-	-	-
	<b>Baslokal</b>	24	3 698	154	87	1	47	-	-	-	-	-	-	-	-
	<b>Satellitlokal</b>	64	878	14	14	54	369	-	-	-	-	-	-	-	-
	<b>Totalt</b>	-	8 482	50	72	1	369	-	-	-	-	-	-	-	-

Totalt räknades 3906 romklumpar vilket likställs med antalet honor. Då man antar att könsfördelningen är jämn (Ahlén 2013) så har inventeringen ökat Sveriges kända population med nästan 8000 individer. Tidigare har man ansett att den svenska populationen av långbensgroda består av ca 30000 individer. Årets inventering av Länsstyrelsen innebar fynd av 4576 romklumpar i Mittlandsskogen.

### Bifynd

Sannolikheten för att hitta bifynd i min inventering var högre i baslokaler jämfört med satellitlokaler (figur 5), detsamma gäller för Länsstyrelsens observationer. I min inventering noterades bifynd i drygt 50 % av baslokalerna och knappt i 30 % av satellitlokalerna.



**Figur 5:** Antalet lokaler med bifynd (Y-axel) uppdelat efter bas- och satellitlokal. Lokaler med bifynd visas som rött och avsaknad av bifynd som blått. Länsstyrelsens observationer har märkts med "Ls". Sannolikheten är signifikant större att hitta bifynd på baslokaler jämfört med satellitlokaler ( $p = 0,0014$ ) när data från båda inventeringarna summerats. Bifyndet utgjordes av blodigel, mindre vattensalamander, obestämd vattensalamander, större vattensalamander, vanlig padda och åkergroda.

Ett  $\chi^2$ -test visar att sannolikheten att hitta bifynd på en baslokal är signifikant större, jämfört med en satellitlokal ( $p=0,0014$ , figur 5). Data från min inventering och Länsstyrelsens inventering summerades före analysen. Både vid Länsstyrelsens inventering och vid min inventering var åkergroda det vanligaste bifyndet (tabell 2). Länsstyrelsen hittade också förhållandevis många vanliga paddor.

**Tabell 2:** Antalet noterade bifynd uppdelade efter art. Antalet individer och antalet lokaler presenteras uppdelat efter både min inventering och Länsstyrelsens ("Ls") inventering.

Art	Antal individer	Antal lokaler	Antal individer (Ls)	Antal lokaler (Ls)
Blodigel	3	3	1	1
Mindre vattensalamander	>21	11	4	3
Obestämd vattensalamander	>10	2	0	0
Större vattensalamander	>14	9	1	1
Vanlig padda	>10	10	>63	18
Åkergroda	>74	9	>111	10

### Tid till första observation

Medeltid innan första romklumpen observerades var kortast vid besök på baslokaler. Annars tog det ungefär två minuter. Den totala tiden för respektive lokals inventering var i snitt ungefär tio minuter. Oftast innebar fler observerade romklumpar en längre total tid, då framförallt till följd av att lokalen var stor (tabell 3).

**Tabell 3:** Tid (minuter) fram till att första romklumpen av långbensgroda lokaliserades för respektive lokal, total tid (minuter) för inventering för respektive lokal samt typ av vatten. "Utsökt" syftar på de antal lokaler som genererats efter förberedande utsökningen i GIS. "Urval" är de lokaler som sorterades efter olika kriterier för att senare kunna användas i en PCA-analys. Endast data från min inventering presenteras i tabellen.

	Antal lokaler	Tid innan observation			Total tid		
		Medel	Min	Max	Medel	Min	Max
<b>Inventerad</b>	96	1,8	1	10	9,3	1	35
<b>Fyndlokal</b>	82	1,8	1	10	9,8	1	35
<b>Baslokal</b>	24	1,2	1	2	13,3	5	35
<b>Satellitlokal</b>	58	2,1	1	10	8,4	1	35
<b>Urval</b>	51	2,0	1	10	11,8	2	35

## Miljövariabler

Inom buffertzonen på 1000 meter beräknades markanvändningen (tabell 4). Dessutom anges pH och konduktivitet i tabell 4. Medelavståndet mellan två fyndplatser är 1090 m. Inom buffertzonen är det i snitt 1539 m väg. Medianvärdet för lövskog visar att ungefär 25 % av buffertzonen består av lövskog. Andel öppen mark utgör drygt 25 % om man ser på median- och medelvärde och åkermark utgör ungefär 20 %.

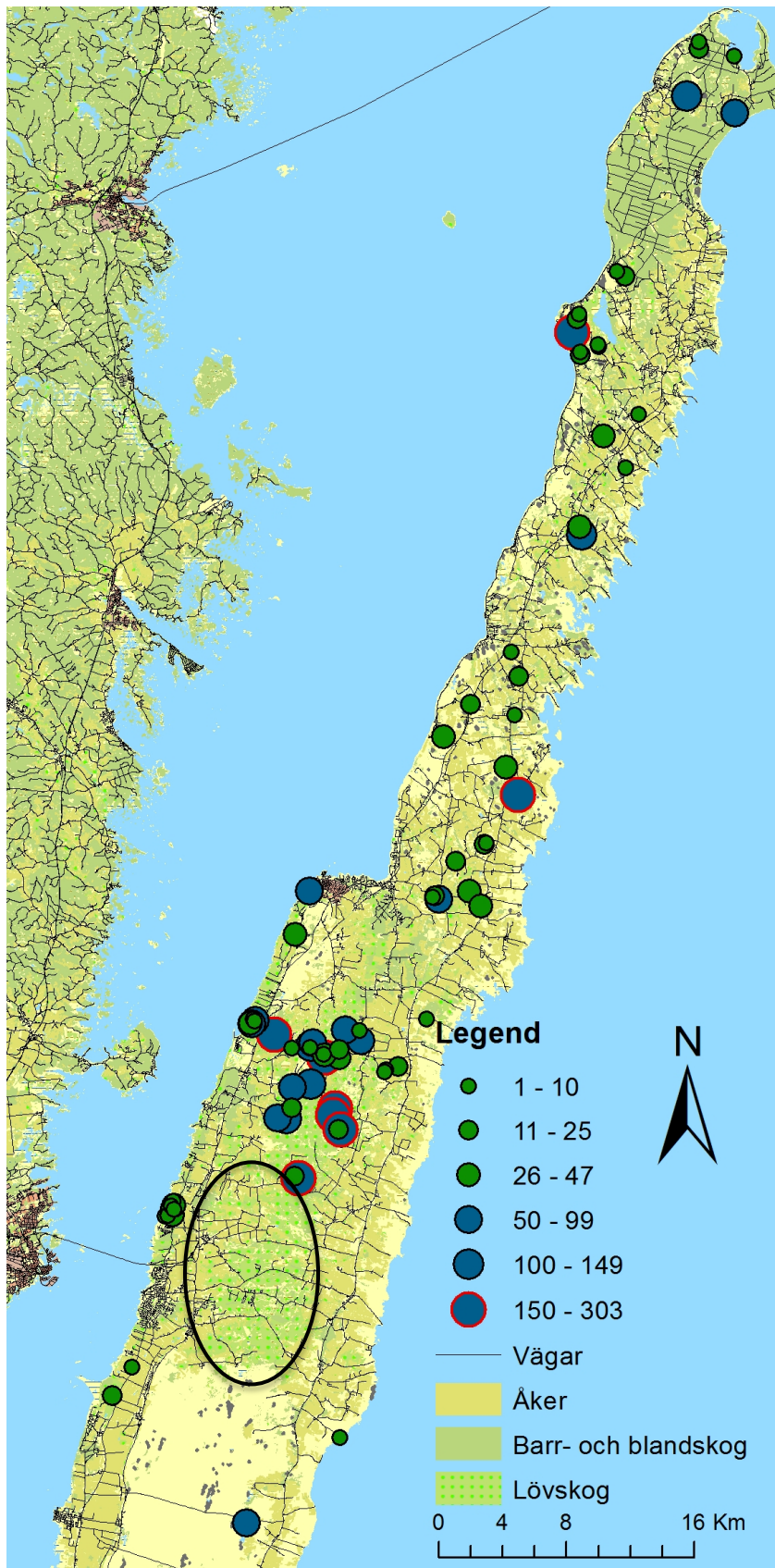
**Tabell 4:** Minimivärde, maxvärde, medelvärde, median och standardavvikelse (SD) för respektive variabel efter att lokalerna (urval, N=51) genomgått analyser i ArcGIS. Urval är de lokaler som sorterades efter olika kriterier för att senare kunna användas i en PCA-analys. Arean av buffertzonen är  $3,14 \cdot 10^6$  m<sup>2</sup>. Samtliga avstånd är baserade på observationer från Artportalen och felkälla kan därför förekomma.

Variabler	Min	Max	Medel	Median	SD
<b>Barr- &amp; blandskog (m<sup>2</sup>)</b>	20 689	2 474 464	482 483	296 640	564 202
<b>Lövskog (m<sup>2</sup>)</b>	0	2 692 987	854 933	786 504	742 750
<b>Sankmark (m<sup>2</sup>)</b>	0	447 020	90 167	42 692	110 332
<b>Åker (m<sup>2</sup>)</b>	0	2 153 551	745 013	614 070	578 139
<b>Öppen mark (m<sup>2</sup>)</b>	174 978	2 187 963	893 009	886 256	402 169
<b>Vatten (m<sup>2</sup>)</b>	0	1 499 439	159 768	2 943	332 360
<b>Avstånd till närmsta kända fyndplats (m)</b>	64	7 920	1 090	546	1 381
<b>Avstånd till närmsta sankmark (m)</b>	0	1 673	220	139	279
<b>Vägar (m)</b>	251	8 088	1 539	6 124	1 417
<b>Konduktivitet (mS/m)</b>	15	196	41	35	29
<b>pH</b>	6,5	8	7,3	8	0,4

Anledningen till att standardavvikelsen för variabeln "Avstånd till närmsta kända fyndplats (m)" är väldigt hög beror på ett extremvärde (tabell 4). En lokal (nr 1028) har ett avstånd på 7920 m till närmsta kända fyndplats. Lokalen med näst längst avstånd (nr 1011) har ett avstånd på 3417 m. Av de 51 lokaler som var med i analysen var det 33 stycken (65 %) som hade högst en kilometer till någon annan av fyndlokalerna.

Under min inventering utanför Mittlandet på Öland gjordes fynd på 82 stycken lokaler (figur 6). De flesta lokalerna ligger i närheten av Mittlandsskogen där också flertalet av baslokalerna återfanns. Dock påträffades stora populationer även på spetsen av den norra udden. Satellitlokalerna kan underlätta förbindelse av de allt färre baslokalerna norr om Mittlandsskogen.





**Figur 6:** Samtliga 82 fyndlokalerna på Öland. Länsstyrelsens data presenteras inte i figuren. Baslokaler ( $\geq 50$  romklumpar) visas med blå cirklar och satellitlokaler ( $<50$  romklumpar) markeras med gröna cirklar. Lokaler med minst 150 romklumpar har markerats med blå cirklar med röd kant. Storleken på cirklarna ökar med ökat antal romklumpar. Totalt återfanns 3 906 stycken romklumpar i min studie. Svart elips markerar på ett ungefär utbredningen av Mittlandsskogen.

## Betydelsen av omgivande miljö

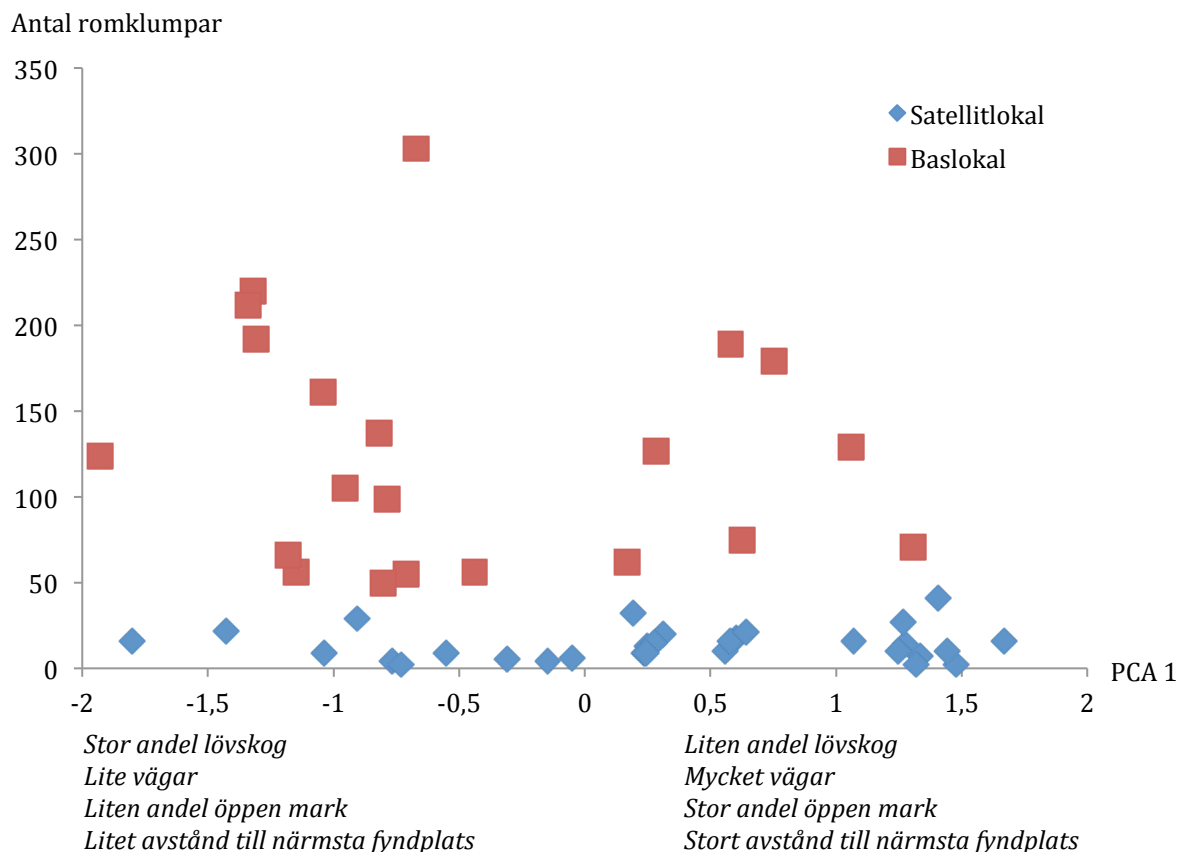
Faktorerna (komponenterna) är lika många som antalet variabler, dvs. 11 stycken. Axel ett till fem (PCA 1 – 5) har samtliga ett eget värde högre än ett och uppfyller således Kaisers kriterium (tabell 5). Egenvärdet förklarar den andel av variansen som varje faktor förklarar. Den totala variansen som de fem faktorerna tillsammans förklarar är 79,02 %. Den relativt höga procentsatsen innebär att variablerna i analysen sammanfattades på ett bra vis med hjälp av analysen.

**Tabell 5:** Tabellen redovisar de olika miljövariablernas korrelation med respektive faktor (PCA 1 – 5). Det går att utläsa att vissa variabler har en stark korrelation med faktor ett (PCA 1), däribland lövskog, närmaste fyndplats, vägar och öppen mark, vilka samtliga överstiger 0,5. Absolutvärden som är minst 0,5 har markerats med fetstil och de får antas vara av betydelse då det brukar vara praxis i statistiska sammanhang. Näst längst ned i tabellen anges p-värde från korrelationsanalysen mellan antalet romklumpar av långbensgroda och "scores" från PCA-axeln. Endast PCA 1 är signifikant.

Variabler	PCA 1	PCA 2	PCA 3	PCA 4	PCA 5
<b>Barr- &amp; blandskog</b>	0,402	0,424	0,199	-0,465	<b>0,555</b>
<b>Lövskog</b>	<b>-0,915</b>	0,034	-0,072	-0,160	-0,247
<b>Åker</b>	0,295	<b>-0,667</b>	-0,237	0,504	0,089
<b>Öppenmark</b>	<b>0,568</b>	-0,427	0,326	-0,005	-0,242
<b>Sankmark</b>	-0,302	-0,272	0,341	0,316	<b>0,576</b>
<b>Vatten</b>	0,153	<b>0,838</b>	-0,149	0,248	-0,232
<b>Vägar</b>	<b>0,805</b>	-0,010	-0,343	-0,025	0,217
<b>Närmsta fyndplats</b>	<b>0,546</b>	-0,115	0,327	-0,012	<b>-0,519</b>
<b>Närmsta sankmark</b>	0,379	-0,138	-0,577	-0,436	-0,047
<b>Konduktivitet</b>	0,338	<b>0,637</b>	0,127	<b>0,549</b>	0,024
<b>pH</b>	0,172	-0,011	<b>0,802</b>	-0,244	-0,056
<i>Förklarande varians (%)</i>	25,0	18,4	14,2	11,0	10,4
<i>Förklarande varians (kumulativ, %)</i>	25,0	43,4	57,6	68,6	79,0
<i>Eigenvärde</i>	2,76	2,02	1,56	1,21	1,14
<i>Korrelation (p-värde)</i>	0,012	0,658	0,126	0,651	0,788
<i>r-värde</i>	-0,350	-0,064	0,217	-0,065	-0,039

PCA 1 var signifikant negativt korrelerad med antalet romklumpar av långbensgrodan ( $r=-0,350$   $p=0,012$ ). Eigenvärde överstigande 0,5 (fetstilt i tabell 5) från PCA 1 visar på att lövskog, närmaste fyndplats, vägar och öppen mark är variabler som enligt analysen är viktiga faktorer på denna axel. Med andra ord är de fyra variablerna korrelerade med antalet romklumpar.

Värden ("scores") från PCA 1 i relation med antalet romklumpar för respektive lokal ger en indikation på att antalet romklumpar och då också antalet baslokaler ökar i miljöer med förhållandevis mycket lövskog, litet avstånd till närmsta fyndplats, lite vägar och lite öppen mark (figur 7).



**Figur 7:** Antalet romklumpar (Y-axeln) av långbensgroda i ett vatten i förhållande till de lokalspecifika värdena ("scores") från PCA 1 (X-axeln). Satellitlokaler visualiseras med blå kvadrater och baslokaler med röda kvadrater. I figuren anges också de viktigaste miljövariablerna som korrelerar med PCA 1-axeln (korrelationsdata finns i tabell 4).

## Stickprovsstorlek

### Populationsstorlek – antal individer

För att hitta en populationsförändring (antal individer) av långbensgrodan på Öland på minst 35 % i baslokaler med en säkerhet på 80 % behöver åtta till nio lokaler undersökas vid två olika tillfällen (tabell 6). Detta baserat på data sammanslaget från både min och Länsstyrelsens inventering. Om man istället ska försöka se en förändring med 90 % säkerhet behövs tio eller elva lokaler besökas vid två olika tillfällen.

**Tabell 6:** Minsta antalet baslokaler som behöver inventeras för att en populationsförändring av långbensgroda på 35 % ska kunna upptäckas med 80 % respektive 90 % säkerhet. Värde inom parentes är det antalet lokaler som ska besökas vid ett tillfälle, oberoende av resterande hälft. Värden baserade på data från Länsstyrelsens inventering presenteras också. Det genomsnittliga antalet lokaler av både Länsstyrelsens och min inventering anges på sista raden ("Totalt").

Säkerhet	80 %	90 %
Egen studie	18 (9)	22 (11)
Länsstyrelsen	16 (8)	20 (10)
<b>Totalt</b>	<b>16 (8)</b>	<b>22 (11)</b>

### Populationsutbredning – antal fyndlokaler

Baserat på relationen mellan utsökta lokaler (116 resp. 151) och lokaler med fynd (82 resp. 88), dvs. förekomst, behöver färre vatten undersökas baserat på min data jämfört med Länsstyrelsens inventering (tabell 7). För att med 80 % eller 90 % säkerhet finna en förändring på 50 % i förekomst (av fyndlokaler) behöver baserat på min inventering 62 respektive 80 lokaler besökas. Baserat på data från Länsstyrelsen behöver motsvarande 90 och 118 lokaler besökas. Tillsammans med data från Länsstyrelsen behöver istället 76 respektive 100 lokaler besökas. Skulle förekomst istället baseras på endast förhållandet mellan utsökta lokaler och fyndlokaler som hyst färre än 50 romklumpar (satellitlokaler) är antalet lokaler som behöver besökas betydligt högre.

**Tabell 7:** Antalet lokaler som måste besökas för att med 80 % respektive 90 % säkerhet upptäcka en förändring på 50 % i förekomst av långbensgroda. "Fyndlokal" tar hänsyn till samtliga fyndlokaler (N=82 och N=88 för Ls) i förhållande till antalet utsökta lokaler (N=116 och N=151 för Ls). "Satellitlokal" ta hänsyn till endast satellitlokaler (< 50 romklumpar, N=58 och N=64 för Ls) i förhållande till antalet utsökta lokaler. Ls betyder Länsstyrelsen. Värde inom parantes är det antalet lokaler som ska besökas vid ett tillfälle, oberoende av resterande hälft. Värden baserade på data från inventeringen utförd av Länsstyrelsen Kalmar län presenteras. Det genomsnittliga antalet lokaler av både Länsstyrelsens och min inventering anges på sista raden ("Totalt").

Säkerhet		80 %	90 %
<b>Egen studie</b>	Fyndlokal	62 (31)	80 (40)
	Satellitlokal	116 (58)	154 (77)
<b>Länsstyrelsen</b>	Fyndlokal	90 (45)	118 (59)
	Satellitlokal	150 (75)	200 (100)
<b>Totalt</b>	<i>Fyndlokal</i>	<i>76 (38)</i>	<i>100 (50)</i>
	<i>Satellitlokal</i>	<i>134 (67)</i>	<i>178 (89)</i>

## Diskussion

Länsstyrelsen Kalmar län har en lång tidsserie av data på antalet romklumpar av långbensgroda i många vatten i Mittlandsskogen. Denna data har främst samlats in i forskningssyfte (Ahlén 2013). Förekomsten av långbensgroda på övriga delar av Öland består främst i fynd rapporterade på Artportalen, och dessa är inte heltäckande eller kvantitativa samt kan till viss del vara felaktig.

PCA-analysen (figur 7, tabell 5) indikerar att andel lövskog, avstånd till närmsta fyndplats, mängd vägar och andel öppen mark inom en radie av tusen meter är av betydelse för antalet romklumpar av långbensgroda som läggs i annars likstora vatten. När det är stor andel lövskog och låg andel av de andra tre miljöfaktorerna finns en indikation på att antalet romklumpar ökar. Detta stämmer överens med tidigare studier som visar att långbensgrodan förekommer i nära anknytning till lövskog samtidigt som den i viss utsträckning undviker öppna landskap (Ahlén 2011; Kaya et al 2009; Ponsero & Joly 1998). I mitt arbete pekar data på att området med en radie av en kilometer (buffertzonen) runt en fyndplats utgörs i snitt av ca en fjärdedel av lövskog och knappt 30 % av öppen mark (tabell 4). PCA-analysen visade att stor andel öppen mark korrelerar negativt med antalet romklumpar av långbensgroda. Förutsättningarna baserat på dessa två miljövariabler, andel lövskog och öppen mark, får anses vara bra för långbensgrodans framtidsutsikter. Tidigare material pekar på vikten av att behålla den mängd lövskog som för närvarande finns och inte utöka mängden barrskog (Ahlén 2011) för att bevara en god miljö för långbensgrodan.

Den totala längden väg är i snitt 1539 m (median = 6124 m, tabell 4) inom buffertzonen av varje fyndplats. Tidigare studier visar att antalet påkörda amfibier är många på vägar i anknytning till våtmarker (Ashley & Robinson 1996; Glista et al. 2008). Till saken hör också att långbensgrodan är en art som kan röra sig relativt långa sträckor mellan olika miljöer, framförallt på Öland (Ahlén 2013). Risken för att förolyckas till följd av att de korsar vägar är därmed troligen stor på vissa delar av Öland. En ökad trafik och fragmentering på Öland kan innebära ett framtida hot för långbensgrodans bevarande. Eftersom att långbensgrodans leksäsong infaller relativt tidigt på året (Ahlén 2011; Hartel et al. 2009b) kan det trots allt vara så att trafiken inte har en märkbar negativ inverkan. Detta då trafikintensiteten på Öland får anses vara betydligt högre under högsommaren och turistsäsongen jämfört med tidig vår. Samtidigt finns det en risk eftersom att grodorna rör sig mellan olika miljöer även under den period då trafiken är som mest intensiv. För att kunna styrka mina korrelationer rörande trafiken, dvs. mängden vägar i fyndlokalernas närområde, behöver trafikens inverkan på långbensgrodans populationsutveckling undersökas. Detsamma gäller effekten av fragmenteringen av landskapet på Öland, till följd av vägnätet.

Som Jacobson (2010) skriver är habitatet för långbensgrodan annorlunda på Öland jämfört med fastlandet med avseende på att kärren är mycket grundare och större på Öland. Enligt Andrén et al. (1988) är äggmortaliteten mycket stor vid pH lägre än 5. Det lägsta uppmätta värdet i en fyndlokal i min inventering låg på 6,5 (tabell 4) med ett medelvärde på 7,3 vilket kan jämföras med 4,8 - 8,8 (Hallengren & Nyström 2013) som noterades vid inventering av långbensgrodan i Skåne. Därför bör inte rådande pH ha någon betydande inverkan på artens överlevnad på Öland.

Det är svårt att avgöra om insamlad data rörande konduktivitet i denna undersökning har någon påverkan på arten eftersom det inte finns någon information från andra undersökningar. Eftersom att lekvatten oftast förses med vatten från grundvattnet då de saknar till- och avlopp får det anses vara en relativt liten sannolikhet att avrinningsvatten från åkermark med innehåll av näringsämnen och pesticider når dessa vatten (Ahlén 2013). Därför kan det vara ganska troligt att konduktiviteten inte skiljer sig något nämnvärt mellan de olika fyndlokalerna.

Data från inventeringen indikerar att medelavståndet på 1090 m (median 546 m) mellan två fyndplatser är rimligt med avseende på långbensgrodans spridningsförmåga (tabell 4). Detta stämmer väl överens med andra studier (Ahlén 2013; Hartel et al. 2009a; Nyström & Stenberg 2008).

Antalet noterade bifynd vid inventeringarna, både min och Länsstyrelsens, får anses vara relativt få då endast bifynd gjordes på 32 % av lokalerna med fynd av långbensgroda (tabell 2). Vid en inventering av långbensgrodan i Skåne var förekomst av bifynd nästan det dubbla, 60 %. En trolig förklaring till det kan vara att det finns färre groddjursarter på Öland jämfört med på fastlandet. Förutom att långbensgrodans lek infaller tidigast av alla amfibier i Sverige sker den enligt Ahlén (2013) dessutom tidigare på Öland jämfört med fastlandet. Vissa år kan leken vara avslutad innan andra arter ens hunnit börja. Sannolikheten att finna bifynd på Öland har visat sig vara signifikant större på baslokaler jämfört med satellitlokaler när data från min och Länsstyrelsens inventering summerats. Det kan förmodligen förklaras av att baslokalerna är större och på så vis kan hålla ett mer komplext ekosystem och då fler arter. Dessutom är baslokaler mindre känsliga för miljöfaktorer som igenväxning och uttorkning och på så vis mer permanenta jämfört med satellitlokaler (Hallengren 2013; Nyström & Stenberg 2008). Det är svårt att avgöra om data är tillräcklig som underlag för att kunna se några tydliga förändringar av bifyndarterna. Eftersom att förekomsten av bifynd är betydligt högre på fastlandet bör åtminstone dokumentationen fortsätta där. Framförallt då fler arter finns på fastlandet. Eftersom att många lokaler på Öland, både gamla och nya, kommer att besökas i framtiden är det ändå rekommenderat att fortsätta notera bifynd. Detta eftersom att det inte kräver någon större insats eller någon avsevärt längre besökstid. Eventuellt så skulle den del av uppföljningen av långbensgrodan som innefattar bifynd att ges mer tid. Det skulle kunna få som effekt att säkrare underlag kan ges. Detta styrs givetvis av de resurser som kommer tillhandahållas.

Det är av stor vikt att följa upp populationsförändringar hos baslokaler då det har en stor betydelse för artens fortlevnad eftersom de påverkar sammansättningen av metapopulationer (Hallengren 2013). För att kunna upptäcka en skillnad av minst 35 % i populationsstorlek, dvs. antal romklumpar i baslokaler, med en säkerhet på 80 % utanför Mittlandet behöver, baserat på mitt arbete, 18 baslokaler besökas vilket ska ske under olika säsonger (9 per besök) (tabell 6). Beroende på den finansiella tillgången vid en framtida uppföljning kan säkerheten justeras, vilket innebär att antalet lokaler som behöver besökas kan regleras efter de tillgångar som finns. Baserat på min inventering skulle en säkerhet på istället 90 % öka antalet lokaler att besöka med totalt fyra stycken. Med andra ord krävs i detta fall en relativt liten ökning av arbetsinsatsen för att öka säkerheten av att finna en förändring. Det är också viktigt att undersöka och följa upp baslokalernas omgivning. Detta med hopp om att finna nya lokaler av värde samt notera eventuella romklumpar (Hallengren 2013).

Power-analysen utförd på samtliga lokaler (utsökning, N=116 respektive 151) jämfört med antal fyndlokaler (N=82 respektive 88) kräver betydligt färre besök (tabell 7) än en analys av de utsökta lokalerna jämfört med endast satellitlokalerna (N=58 respektive 64). Detta då man vill undersöka förekomst. Jag anser att det är mer lämpligt att grunda analysen på besökta lokaler och fyndlokaler, oavsett antalet romklumpar på fyndlokalen. Detta framförallt av ekonomiska skäl men även då den data som samlats in består av just fynd eller inte fynd. Med avseende på förekomst bör därför baserat på min inventering 62 eller 80 lokaler besökas för att kunna upptäcka en förändring på 50 % med en säkerhet på 80 % respektive 90 %. Detta vid två olika tillfällen då hälften (31 respektive 40) ska ske under olika säsonger (31 respektive 40 per besök). Värden som baserats på Länsstyrelsens inventering visar istället att 90 respektive 118 lokaler ska besökas. För att minimera riskerna att missa en



eventuell förändring i förekomst bör framtida inventeringar baseras på Länsstyrelsens data förutsatt att ekonomiska medel kan täcka de utgifter som kommer krävas.

Som Hallengren (2013) skriver är det viktigt att framtida uppföljning inte helt och hållet bygger på slumpartade stickprov då risken finns att baslokaler missas. Effekten skulle kunna bli att större populationsförändringar eventuellt inte upptäcks. Identifierade baslokaler ska därför utses till permanenta stickprovsytor. För att kunna bortse från långbensgrodans kraftiga naturliga fluktuationer och istället fokusera på förändringar större än dessa bör kända baslokaler inventeras vartannat år under en period av sex år (Hallengren 2013). Den slumpmässiga lokaliseringen av nya lokaler ska istället inventeras en gång under samma period.

Övergripande rekommendationer för artens fortlevnad på Öland är flera men framförallt är det mycket viktigt att fortsätta undersöka förekomst och populationsstorlek på Mittlandet. Detta då det på många plan vore dumt att bryta en inventeringsserie som löpt över 25 år. Dock bör området utökas till åtminstone norra Öland, gärna också söder om Mittlandet, då stora populationer även återfunnits där, men också för att markanvändningen skiljer sig jämfört med den i Mittlandsskogen. Dessutom får möjligheterna anses stora för att hitta ytterligare fler stora populationer både norr och söder om Mittlandsskogen. För att kunna säkra populationer behövs åtgärder. Precis som Ahlén (2013) nämner så bör exempelvis ett långsiktigt mål vara att korridorer mellan enskilda populationer ska finnas, både på fastlandet och på Öland. Dessa korridorer skulle göra det möjligt att knyta samman lokaler som baserat på dagens vetenskap ligger utom långbensgrodans spridningsradie från andra kända lokaler (figur 6). Tidigare undersökningar har visat att anläggning och restaurering av våtmarker gynnat långbensgrodan (Nyström & Stenberg 2009). I dagsläget är det inte aktuellt för sådana åtgärder på Öland då populationen anses vara tillräckligt stor.

### **Slutsats**

Årets inventeringar resulterade i fynd av 8482 romklumpar, varav 3906 stycken utanför Mittlandet. Antalet fyndlokaler utanför Mittlandet var totalt 82 stycken. På Öland, bortsett från Mittlandet, går det efter detta arbete att konstatera var långbensgrodan sannolikt förekommer. Storleken på en population påverkas positivt av en ökad mängd lövskog i dess närområde samtidigt som antalet meter väg, mängd öppen mark samt avstånd till närmaste fyndplats bör vara låg. En undersökning riktad mot olika miljövariablers påverkan på långbensgrodan bör grundligt undersökas i framtiden. Detta för att bättre förstå vad som krävs för att kunna säkra artens bevarandestatus.

Vid fortsatt övervakning av arten motiveras dokumentation av bifynd i åtminstone baslokaler eftersom att sannolikheten för fynd är större än i satellitlokaler. Detta skulle kräva väldigt lite extra tid och en liten ekonomisk insats utöver vad som redan av avsatt. Resultatet är tydligt. För att hitta en 50 % förändring i förekomst på Öland ska minst 90 lokaler besökas. Det krävs att 18 baslokaler besöks för att kunna upptäcka en populationsförändring på minst 35 %. Båda med en säkerhet på 80 %.

### **Tack**

Jag skulle vilja rikta ett stort tack till mina handledare Per Nyström (Ekoll AB) och Marika Stenberg (Ekoll AB). Jag vill också tacka Lars-Göran Pärklint (Ekoll AB), Eva Waldemarson (Lunds universitet), Anders Hallengren (Länsstyrelsen Skåne) och Thomas Johansson (Länsstyrelsen Kalmar län).



## Referenser

- Ahlén, I. ArtDatabanken – SLU. 2011-11-21. *Rana dalmatina* – långbensgroda. [[http://www.slu.se/PageFiles/8390/artiklar/Rana\\_Dalmatina\\_100117.pdf](http://www.slu.se/PageFiles/8390/artiklar/Rana_Dalmatina_100117.pdf)], hämtad 2014-03-28.
- Ahlén, I. Naturvårdsverket. 2013. *Åtgärdsprogram för långbensgroda 2013-2017, Rana dalmatina*. Naturvårdsverket.
- Andrén, C., Henriksson, L, Olsson, M. & Nilsson, G. 1988. *Effects of pH and aluminium on embryonic and early larval stages of Swedish brown frogs Rana arvalis, R. temporaria and R. dalmatina*. Holarctic ecology 11:127-135.
- Ashley, E. P. & Robinson, J. T. 1996. *Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, lake Erie, Ontario*. The Canadian Field-Naturalist 110:403-412.
- Bartłomiej, N., Vlček, P. & Šuhaj, J. 2011. *New locality record for the agile frog (Rana dalmatina) from an odra river meander in southern Poland*. Herpetology Notes 4:63-65.
- Boyer, R. & Grue, C. E. 1995. *The need for water-quality criteria for frogs*. Environmental Health Perspectives 103:352-257.
- Buley, K., Gibson, R. & Pinel, J. 2001. *The agile frog Rana dalmatina species action plan, summary document*. Agile frog group.
- Carr, L. W. & Fahrig, L. 2001. *Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility*. Conservation Biology 15:1071-1078.
- Collins, J. P. & Storfer, A. 2003. *Global amphibian declines: sorting the hypotheses*. Diversity and Distributions 9:89-98.
- D'Amen, M. & Bombi, P. 2009. *Global warming and biodiversity: Evidence of climate-linked amphibian declines in Italy*. Biological Conservation 142:3060-3067.
- Djurfeldt, G. & Barmark, M. 2009. *Statistisk verktygslåda 2: multivariat analys*. Stockholm, Studentlitteratur.
- Dytham, C. 1999. *Choosing and Using Statistics – A Biologist Guide*. Oxford, Blackwell Science.
- Faul, F., Erdfelder, E., Land, A-G. & Buchner, A. 2007. *G\*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences*. Behavior Research Methods 39:175-191.\*
- Ficetola, G. F., Valota, M. & de Bernardi, F. 2006. *Temporal variability of spawning site selection in the frog Rana dalmatina: consequences for habitat management*. Animal Biodiversity and Conservation 29:157-163.
- Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. 2008. *Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians*. Herpetological Conservation and Biology 3:77-87.

- Gärdenfors, U. (ed.) 2010. *Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hallengren, A. 2008. *Hotade groddjur i Skåne – en enkel information*. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Hallengren, A. 2010. *Chytridiomykosis*. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Hallengren, A. 2013. *Remissversion av Checklista och anvisningar för dokumentet handledning för biogeografisk uppföljning av arter/naturtyper*. Länsstyrelsen Skåne.
- Hallengren, A. & Blank, H. 2010. *Manual för uppföljning i skyddade områden – Skyddsvärda däggdjur, samt grod- och kräldjur*. Naturvårdsverket.
- Hallengren, A. & Nyström, P. 2013. *I vilka frekvenser och i hur stort antal förekommer amfibier i lämpliga småvatten? – en delstudie i samband med framtagandet av uppföljningsmanual för grod- och kräldjur samt blodigel*. Länsstyrelsen Skåne.
- Hartel, T., Moga, C. I., Öllerer, K. & Puky, M. 2009a. *Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with Rana dalmatina and Bufo bufo predominance among the middle section of the Târnava Mare basin, Romania*. North-Western Journal of Zoology 5:130-141.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Ioan Moga, C., Lesbarrères, D. & Demeter, L. 2009b. *Pond and landscape determinants of Rana dalmatina population size in a Romanian rural landscape*. Acta Oecologica 35:53-59.
- Hatch, A. C. & Blaustein A. R. 2000. *Combined Effects of UV-B, Nitrate, and Low pH Reduced the Survival and Activity Level of Larval Cascades Frogs (Rana cascadae)*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39:494-499.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. *The effect of road kills on amphibian populations*. Biological Conservation 99:331-340.
- Holgersson, L. 2011. *Anlagda våtmarkers betydelse för klockgrodan: analys av landmiljön med hjälp av GIS*. Lunds universitet.
- Jacobson, C. 2010. *Biogeografisk uppföljning – förslag till variabler, indikatorer och datainsamling för delsystem grod- och kräldjur samt blodigel – OBS! Utkast*. Naturvårdsverket.
- Kaya, U. et al. 2009. *Rana dalmatina*. [<http://www.iucnredlist.org/details/full/58584/0>] (The IUCN Red List of Threatened Species 2013.2), hämtad 2014-03-28, 2014-10-13.
- Lehtinen, R. M., Galatowitsch, S. M. & Tester, J. R. 1999. *Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages*. Wetlands 19:1:1-12.

- Lesbarrères, D., Primmer, C. R., Lode, T. & Merilä, J. 2006. *The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of Rana dalmatina populations*. *Ecoscience* 13:531-538.
- Lydänge, A. 2009. *Långbensgrodan i Blekinge – inventering 2007-2009*. Länsstyrelsen Blekinge län.
- Nyström, P., Hansson, J., Mansson, J., Sundstedt, M., Reslow, C. & Broström, A. 2007. *A documented amphibian decline over 40 years: Possible causes and implications for species recovery*. *Biological Conservation* 138:399-411.
- Nyström, P. & Stenberg, M. 2008. *Forskningsresultat och slutsatser för bevarandearbetet med hotade amfibier – En litteraturgenomgång*. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Nyström, P. & Stenberg, M. 2009. *Utvärdering av anlagda våtmarkers betydelse för spridning av hotade groddjur i Skåne*. Ekoll HB.
- Ortiz, M. E., Marco, A., Saiz, N. & Lizana, M. 2004. *Impact of ammonium nitrate on growth and survival of six European amphibians*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47:234-239.
- Ponsero, A. & Joly, P. 1998. *Cluth size, egg survival and migration distance in the agile frog (Rana dalmatina) in a floodplain*. *Archiv fur Hydrobiologie* 142:343-352.
- Rubbo, M. J. & Kiesecker, J. M. 2005. *Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape*. *Conservations Biology* 19:504-511.
- Silva, J. P., Toland, J., Jones, W., Eldridge, J., Hudson, T. & O'Hara, E. 2009. *LIFE and Europe's reptiles and amphibians, conservation in practice*. LIFE Focus.
- Sparling, D. W., Fellers, G. M. & McConnell, L. L. 2001. *Pesticides and amphibian population declines in California, USA*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20:1591-1595.
- State of Jersey. 2010. *Bio Diversity Agile frog (Rana dalmatina) Action plan*. State of Jersey.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L. & Waller, R. W. 2004. *Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide*. *Science* 306:1783-1786.
- Taylor, B. L. & Gerrodette, T. 1993. *The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl*. *Conservation Biology* 7:489-500.
- Temple, H. J. & Cox, N. A. 2009. *European Red List of Amphibians*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Teplitsky, C., Plénet, S. & Joly, P. 2003. *Tadpoles' responses to risk of fish introduction*. *Oecologia* 134:270-277.

Waringer-Löschenkohl, A. 1991. *Breeding ecology of Rana dalmatina in lower Austria: a 7-years study*. Alytes 9:121-134.

Wederkinche, E. 1988. *Population size migration barriers and other features of Rana dalmatina populations near Koge Zealand Denmark*. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 64:101-103.

Wells, K. D. 1977. *The social behaviour of anuran amphibians*. Animal Behaviour 25:666-693.

WWF. 2004. *WWF Baltic ecoregion conservation plan, biodiversity conservation and ecosystem-based management in the Baltic Sea*. WWF.

\* utvecklarna av programmet G\*Power (version 3.1) uppskattar om man nämner denna artikel i den studie där man använt programmet.