



Responsum om bevaringsstatus og naturforvaltningsbehov for padder i relation til Habitattdirektivet

Arbejdsrapport 3, 2001

Af Kåre Fog

Kolofon

Titel:	Responsum som bevaringsstatus og naturforvaltningsbehov for padder i relation til Habitatdirektivet.
Forfatter:	Kåre Fog
Redaktion:	Thomas Nicolai Pedersen, Naturrådets sekretariat.
Serienummer og titel:	Arbejdsrapport nr. 3, 2001, Naturrådet
Udgiver:	Naturrådet Frederiksborggade 15, DK-1360 København K Tlf. + 45 3395 5790 Fax +45 3395 5798 E-mail: naturraadet@naturraadet.dk Hjemmeside: http://www.naturraadet.dk
Udgivelsestidspunkt:	April 2001
Redaktionen afsluttet:	Marts 2001
Sidetallet:	79
Skaffes ved henvendelse til:	Naturrådet eller læses på Naturrådets hjemmeside: http://www.naturraadet.dk

Indholdsfortegnelse

Forord.....	6
Sammenfatning af arbejdspapirets hovedpunkter.....	7
1. Indledning	8
2. Principperne i Habitatdirektivet.....	8
2.1 Grundprincippet bag direktivet	8
2.2 Hvad forstås ved habitat ?	8
2.3 Direktivets to metoder til udpegning af områder	8
2.4 Kriterier for artsudvælgelse.....	9
2.5 Arter der beskyttes mod indsamling.....	10
3. Padderne som eksempel	10
3.1 Mange paddearter berøres af habitatdirektivet.....	10
3.2 Padders krav til levestedet.....	10
3.3 Sjældenhed og tilbagegang.....	11
3.4 Paddearter omfattet af bilag II.....	12
3.5 Paddearter omfattet af bilag IV	13
3.6 Paddearter omfattet af bilag V	13
3.7 Konklusion	14
4. Bevaring af padder i Danmark – en historisk gennemgang	14
4.1 Frivillige aftaler.....	14
4.2 Fredning af vandhuller	14
4.3 Vandhulsprojekter: oprensning og gravning	15
4.4 Effekten af vandhulsprojekterne	16
4.5 Hvilken organisering af indsatsen er effektiv ?.....	17
5. Indsamling og flytning af padder	18
5.1 Børns behov for at holde haletudser.....	18
5.2 Udsætning for at bevare eller skabe nye bestande.....	19
5.3 Kommentarer til udsætningerne	21
6. Diskussion af begrebet gunstig bevaringsstatus	21
6.1 Direktivets definition af bevaringsstatus.....	21
6.2 Udbredelsesområdet	21
6.3 Bestandens størrelse	22
6.4 Levestedets areal	23
7. Basale begreber i populationsdynamik	23
7.1 Den effektive populationsstørrelse.....	24
7.2 Genetisk erosion og indavl.....	24
7.3 Indavls-depression.....	25
7.4 Genetiske forskelle mellem opsplittede bestande	26
7.5 Genetiske varianter skæbne under tilbagegang og fremgang for bestanden.....	27
7.6 Produktet af mutationsrate og bestand	28
7.7 Kriteriet om en effektiv bestandsstørrelse på 500 individer	30
7.8 Kriteriet om en effektiv bestandsstørrelse på 50 individer	31
7.9 Overlevende små bestande er særlig vigtige at bevare.....	32
7.10 Migration imellem bestande.....	32
7.11 Begrebet uddøningsvortex.....	33
8. Undersøgelser af indavls-depression hos padder.....	34

8.1 Indledende bemærkninger	34
8.2 Klokkefrøerne på Hjortø	34
8.3 Undersøgelse af indavls-depression hos løvfrøer: metode.....	36
8.4 Løvfrøerne på Sydsjælland.....	37
8.5 Løvfrøerne på Lolland.....	39
8.6 Resultater for sunde løvfrøbestande.....	40
8.7 Diskussion af resultaterne	41
9. Konsekvenser af vores viden om indavl hos padder.....	45
9.1 Kriterier om bestandens størrelse og udvikling.....	45
9.2 Gunstig status for bestandsstørrelse i praksis.....	45
9.3 Kriterier om naturligt udbredelsesområde.....	47
9.4 Kriterier om levestedets areal.....	48
9.5 Konsekvenser for redning af meget små bestande	48
10. Situationen for Danmarks paddearter: Status og behov	49
10.1 Lille vandsalamander	49
10.2 Bjergsalamander.....	49
10.3 Stor vandsalamander	50
10.4 Klokkefrø	52
10.5 Løgfrø.....	54
10.6 Løvfrø.....	55
10.7 Skrubtudse.....	56
10.8 Strandtudse.....	56
10.9 Fløjtetudse (grønbroget tudse)	58
10.10 Butsnudet frø.....	59
10.11 Spidssnudet frø.....	60
10.12 Springfrø	61
10.13 Grøn frø.....	61
10.14 Latterfrø.....	62
11. Er direktivet godt nok implementeret i Danmark?	63
11.1 Udpegning af habitatområder for stor vandsalamander i Danmark .	63
11.2 Udpegning af habitatområder for klokkefrøen.....	65
11.3 Overvågning af arterne.....	66
11.4 Hvordan fungerer direktivet for arterne på liste IV ?.....	67
11.5 Er stram forvaltning af artikel 12 altid hensigtsmæssig ?	71
11.6 Hvordan suppleres direktivet med specifik dansk lovgivning ?	72
12. Konklusioner og perspektiver.....	72
12.1 Passiv versus aktiv bevaring	72
12.2 Central versus decentral indsats	73
12.3 Hvad nyt kan habitat-direktivet bidrage med ?	74
12.4 Fordelingen af naturgenopretnings-midlerne	75
12.5 Nationale bevaringsmålsætninger	76
12.6 Hvilke arter skal bevares ?	77
12.7 Hvad der kan gøres for spidssnudet frø – moseloddernes jura.....	77
12.8 Vandmiljøplanen og engene.....	78
12.9 Afgræsning af vandhullernes kanter	78
12.10 Retablering af grusgrave	79
12.11 Afslutning.....	79

13. Referencer.....79

Forord

I sommeren 2000 nedsatte Miljø- og Energiministeren og Fødevareministeren Wilhjelm-udvalget som har til opgave at udarbejde grundlaget for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Det fremgår af Kommissoriet for udvalgets arbejde, at *"regeringen vil tilstræbe, at Danmark bliver et foregangsland i bestræbelserne på at værne om naturtyper og biologisk mangfoldighed."*

Det fremgår endvidere, at det forventes, at *"handlingsplanen bl.a. vil samle indsatsen for at: målrette den nuværende indsats og bl.a. udvikle et sammenhængende, grønt net af beskyttede naturområder samt fortsat beskytte arter og den genetiske mangfoldighed."*

Det fremgår ligeledes, at *"udvalget skal vurdere indsatsen i forhold til de internationale forpligtelser, de nationale mål og strategier, og i den forbindelse afgrænse hvor indsatsen kan udbygges."* Og helt specifikt fremgår det, at det, at dette skal ske *"ved at øge den danske indsats i politik og praksis med henblik på efterlevelse"* af EF's Habitatdirektiv samt andre forpligtelser af internationale naturbeskyttelses-konventioner og -aftaler.

Naturrådet har på denne baggrund fundet det væsentligt at foretage en evaluering af den hidtidige indsats for efterlevelse af Habitatdirektivet i Danmark.

Habitatdirektivet er et meget bredt favnende og forpligtende direktiv for den danske naturbeskyttelse. Rådet har derfor udvalgt forskellige dele af direktivet som efter rådets vurdering trænger til en særlig evaluering. Et af disse emner er direktivets gennemførelse i forhold til bevaringen af de danske padder.

Naturrådet har i den forbindelse bedt biolog Kåre Fog om at foretage en sådan evaluering. I notatet peges på den betydelige viden og erfaring som er opnået i forbindelse med bevaring af de danske padder. På denne baggrund vurderes det hvilken rolle habitatdirektivet kan spille for forvaltningen af padder i fremtiden.

Peder Agger

Formand for Naturrådet

Sammenfatning af arbejdspapirets hovedpunkter

af Naturrådets sekretariat

Dette arbejdsrapport indeholder en analyse af hvordan Habitatdirektivet vil kunne virke i praksis i dansk naturbevaring for de danske padder.

I Danmark forekommer 14 arter af padder, hvoraf 9 er omfattet af Habitatdirektivet. Padderne har i flere årtier været i betydelig tilbagegang i Danmark. Status er i dag, at hovedparten af de danske arter har en ugunstig status. Der ligger i Habitatdirektivet en bindende målsætning, nemlig den at de naturtyper og de arter som direktivet omfatter, skal opnå en gunstig bevaringsstatus.

Igennem de seneste år har erfaringer vist, at passiv beskyttelse af paddernes vigtigste levesteder, vandhuller, som det er tilfældet efter naturbeskyttelseslovens § 3 ikke er tilstrækkelig. Fra midt i 1980'erne er fokus flyttet over på aktiv bevaring via målrettet ophjælpning af bestande, flytning af bestande, oprensning af vandhuller og nyetablering af vandhuller. Ved realiseringen af den kommende indsats for at opnå en gunstig bevaringsstatus er det centralt at bygge på den teoretiske viden der haves om populationsdynamik. Denne viden præsenteres i arbejdsrapporten og underbygges med en lang række praktiske erfaringer.

Den kommende forvaltningsindsats for padder bør bygge på en række kriterier for realiseringen af en gunstig bevaringsstatus på nationalt plan:

a) ved randen af udbredelsen skal der lægges særlig vægt på forbedring og udvidelse af de enkelte arters levesteder, b) det er ikke nok at bestandene er stabile, de skal enten være i vækst eller opfylde kriteriet om en effektiv bestandsstørrelse på over 500 dyr, c) for at sikre en effektiv bestandsstørrelse af de enkelte populationer på over 500 individer bør der ske en aktiv udvidelse af levesteder eller etablering af økologiske forbindelser således at levestederne er tilstrækkeligt store.

Naturforvaltningsmæssigt har det hidtil vist sig, at det har fungeret fremragende, at man fra centralt hold har skabt de overordnede rammer for naturforvaltningsindsatsen, især m.h.t. økonomi, men at såvel initiativ som planlægning og gennemførelse af den aktive bevaringsindsats foregår meget decentralt.

I arbejdsrapporten indgår en lang række forslag til tiltag som kan medvirke til at opnå en gunstig bevaringsstatus for de danske padder, herunder bedre naturovervågning, forøgede naturforvaltningsmidler, samt udarbejdelse af forvaltningsplaner for en række af de danske padder, fx løgfrø og strandtudse. Den erfaring som arbejdsrapporten bygger på kan passende danne en del af vidensgrundlaget for udformningen af sådanne forvaltningsplaner.

1. Indledning

Det følgende er en analyse af hvordan Habitatdirektivet vil kunne virke i praksis i dansk naturbevaring. Det gøres ved at tage en enkelt organisme-gruppe ud og bruge den som eksempel. Valget er faldet på padderne, af flere grunde. For det første har padderne været i stærk tilbagegang, og har et stort behov for bevaringstiltag. For det andet omfatter Habitatdirektivets lister en stor del af de danske paddearter. For det tredje eksisterer der en omfattende dokumentation om paddernes bevaringssituation. Og for det fjerde eksisterer der omfattende erfaring om hvilke bevaringstiltag der fungerer i praksis, og hvilke der ikke fungerer.

Det er mit håb at erfaringer og know-how fra arbejdet med paddebevaring kan overføres til andre truede organismer og føre til en større og især mere effektiv indsats for disse.

2. Principperne i Habitatdirektivet

2.1 Grundprincippet bag direktivet

Indsamling af sjældne dyr eller planter kan true bestandenes overlevelse. Bevaring kan derfor kræve at der udstedes forbud mod indsamling, altså at *arten fredes*. Men erfaringen viser at dette sjældent i sig selv sikrer artens overlevelse. Det nytter ikke at frede arten hvis man ikke også sikrer at dens habitat, dvs. dens levested, bevares.

Denne indlysende sandhed er grundprincippet bag EU's habitatdirektiv. Ideen er altså, at dyr og planter skal bevares ved at deres levesteder bevares. Artsbevaring er altså formålet, og habitatbevaring er midlet.

2.2 Hvad forstås ved habitat ?

Ordet "habitat" betyder levested. I habitatdirektivets artikel 1 står følgende definition:

Levested for en art: et miljø, der defineres af specifikke abiotiske og biotiske faktorer, og hvor arten lever på et af stadierne i sin livscyklus. I den engelske udgave af samme tekst læser man en definition på "habitat of a species". Det der tænkes på, er altså det som biologerne kalder en habitat. Mens ordet "biotop" betegner de naturtyper hvor dyr eller planter har mulighed for at leve, så bruges ordet "habitat" om de steder hvor dyrene eller planterne faktisk lever, altså det sted hvor de "bor", deres adresse, om man vil. En "biotop" er altså et begreb, mens en "habitat" er et konkret sted.

2.3 Direktivets to metoder til udpegning af områder

Direktivets formål – at bevare arter ved at beskytte deres levesteder – kan administreres på flere måder. I direktivet anvendes to metoder. Den ene er at definere et antal naturtyper som skal beskyttes. Direktivets bilag I indeholder listen over disse naturtyper. Den anden er at definere bestemte arter af

dyr og planter hvis habitater skal bevares. Direktivets bilag II og IV indeholder listerne over disse arter.

Direktivets bilag I anfører nogle "naturtyper" (den danske version) eller "natural habitats" (den engelske version) hvis bevaring skal opnås ved at der udpeges særlige beskyttelsesområder. Vi kan f.eks. ønske at bevare den sidste lokalitet i Danmark for sommerfuglen sortpletet blåfugl, *Maculinea arion*, som er Høvblege på Høje Møn. Direktivets liste I omfatter bl.a. naturtypen/habitaten "delvis naturlige tørre græsbevoksninger på kalkrig grund". Hvis der her desuden forekommer bemærkelsesværdige orkideer (som på Høvblege) er der endda tale om en prioriteret naturtype. På dette grundlag er Høvblege udpeget som et habitatområde i Danmark, og derved fremmer direktivet bevaring af sortpletet blåfugl.

Alternativt kunne man mere direkte fastsætte at habitater for sortpletet blåfugl skal bevares. Her er der igen to muligheder, nemlig enten at arten står på bilag II, som giver en meget målrettet beskyttelse, eller at den kun står på bilag IV. Bilag II er en liste over arter for hvilke der skal udpeges og bevares et antal særlige beskyttelsesområder, men sortpletet blåfugl er ikke taget med i dette bilag. Derimod er arten taget med på bilag IV som omfatter arter der skal gives streng beskyttelse. Hvad der menes med streng beskyttelse, fremgår af direktivets artikel 12. I artikel 12 litra d står anført et forbud mod beskadigelse eller ødelæggelse af yngle- eller rasteområder for disse arter. Det betyder at uanset hvor i landet man måtte konstatere forekomst af sortpletet blåfugl, så må dens levested her ikke ødelægges, uanset om området på forhånd er udpeget som bevaringsområde. Dette vil dog ofte i praksis være en relativt svag form for beskyttelse, for der er jo ikke tale om at habitatet er fredet på forhånd. Når først en konflikt opstår i forbindelse med ødelæggelse af et levested, er det ofte for sent at gøre noget effektivt.

2.4 Kriterier for artsudvælgelse

Desværre kan man ikke beskytte de mange tusind arter af planter og dyr i Danmark ved at anføre dem allesammen på bilag II eller IV. Gjorde man det, ville hver eneste plet af natur i Danmark være et urørligt reservat, for der ville altid forekomme en eller anden art af dyr eller plante med en vis eksistensberettigelse. Man har derfor valgt at indskrænke sig til nogle få arter. Og man kan så spørge: efter hvilke kriterier er disse arter valgt ud? Man har valgt A) arter som på europæisk plan er sjældne og truede og altså kalder på bevaring for deres egen skyld, og B) arter som erfaringsmæssigt kun er til stede dér hvor der samtidig er mange andre arter. De sidstnævnte kaldes indikatorarter. Hvor den sjældne sortpletede blåfugl er til stede, vil også andre mere almindelige arter være til stede som ligeledes kræver høj temperatur og pletter med bar jord, f.eks. visse gravehvepse, eller markfirbenet. Men man kan også gå den anden vej og lade relativt almindelige arter være indikatorarter. F.eks. er også markfirbenet taget med på bilag IV. Ved at bevare gode habitater for markfirben vil man dermed også med stor sandsynlighed få mere uanselige sjældne arter med i købet.

Der er ikke nogen skarp grænse mellem arter udvalgt efter deres sjældenhed og arter udvalgt efter deres indikatorværdi. Ofte (men slet ikke altid) vil de sjældneste arter samtidig være de mest "kræsne", dvs. hvor de kan leve, der vil de fleste almindelige arter automatisk også kunne leve, og derved har de sjældne arter ofte, men ikke altid, høj indikatorværdi.

Desværre er direktivets artikel 12 udformet på en måde, så fokus flyttes lidt væk fra grundprincippet: bevaring af arterne ved bevaring af deres habitater. Det der burde være det centrale, nemlig beskyttelse af habitatet, kommer kun ind som det fjerde underpunkt i et af artiklens 4 stykker. Dette har desværre i den danske Skov- og Naturstyrelse været tolket således, at habitatbevaringen ikke i sig selv er afgørende, og kun skal ses som et af flere mulige led i den samlede bevaring (se afsnit 11.4).

2.5 Arter der beskyttes mod indsamling

Hvis en art står anført på liste II, så indebærer det at der skal udpeges beskyttelsesområder for arten, men det indebærer ingen beskyttelse mod indsamling.

Hvis en art står anført på liste IV, så skal der ikke udpeges beskyttelsesområder på forhånd, men arten skal beskyttes både mod ødelæggelse af levestederne og mod indsamling.

Hvis en art står på både liste II og liste IV, så beskyttes den på begge måder.

Yderligere findes der en liste V over arter hvis levesteder ikke specielt skal beskyttes, men hvor der kan indføres forbud mod indfangning.

3. Padderne som eksempel

3.1 Mange paddearter berøres af habitatdirektivet

I Danmark forekommer 14 arter af padder. 2 af disse er anført på Habitatdirektivets bilag II, og disse 2 plus 6 andre arter er anført på direktivets bilag IV. Yderligere 3 arter er anført på bilag V.

For alle de arter der er med på mindst et af bilagene opstiller direktivet den målsætning, at status for arternes bevaring i landet skal være gunstig.

3.2 Padders krav til levestedet

Padderne stiller først og fremmest krav om egnede vandhuller som de kan yngle i. De forsvinder selvfølgelig hvis deres vandhuller tørlægges, men de forsvinder også hvis vandkvaliteten forringes eller vandet bliver overskygget. Disse ændringer får samtidig mange vandplanter og vandinsekter til at forsvinde, dvs. at en tilbagegang for padderne som regel ledsages af en tilbagegang for mange andre organismer. Især de sjældne paddearter reagerer temmeligt følsomt på disse ændringer i vandhullet, og de har dermed en målelig indikatorværdi. Biolog Mogens Holmen i Frederiksborg Amt har

således dokumenteret en sammenhæng mellem forekomsten af løgfrøen og artsantallet af vandinsekter.

Uden for yngletiden går de fleste paddearter på land og opholder sig da i enge og moser, i skove og haver, langs markhegn og mange andre steder. Ændringer i disse levesteder kan selvfølgelig også føre til at de uddør, men i praksis har det vist sig at vandhullernes tilstand i de fleste tilfælde er det afgørende.

3.3 Sjældenhed og tilbagegang

Den følgende tabel giver en oversigt over hvor sjældne de enkelte paddearter er og hvor hårdt de har været ramt af tilbagegang.

Oplysningerne er fra to forskellige tidsperioder. For det første foreligger adskillige tusinde oplysninger om paddeforekomster i hele Danmark fra perioden 1942-1948. Ca. 1700 af disse blev undersøgt igen i perioden 1977-1986, mest omkring 1980. Herved har vi altså fået oplysninger om tilbagegangen gennem perioden ca. 1945-1980 (Fog 1988a).

For det andet foregik en målrettet registrering af de sjældnere paddearter mange steder i Danmark igennem 1980'erne, og det er muligt at lave en statistik på hvordan det er gået sidenhen på de steder og igennem de perioder, hvor der ikke blev gjort noget for at forhindre tilbagegangen. Den periode som disse tal beskriver, går fra 1980'erne til de første år af 1990'erne (Fog 1997a). Desuden findes nogle mere usikre tal for almindelige arter; de er vist med parentes i nedenstående tabel.

Ved graden af tilbagegang forstås her hvor stor en procentdel af de tidligere registrerede forekomster som er forsvundet (en forekomst vil sige tilstedeværelsen af arten i et vandhul). Tilfælde hvor det er usikkert om arten er forsvundet, er udeladt. Tallene er standardiseret sådan at de angiver hvor mange % af forekomsterne som i gennemsnit er forsvundet i løbet af en periode på ti år.

Tabel 1. Oversigt over paddearternes tilbagegang.

Venstre søjle: Arter omfattet af habitatdirektivets bilag II er vist med fed skrift. Arter omfattet af bilag IV er vist med kursiv. Arter omfattet af bilag V er understreget.

Højre søjle: Tal i parentes angiver særlig usikre skøn.

Art	Oprindelig udbredelse	Nuværende sjældenhed	Tilbagegang per tiår	
			1945-1980	Efter 1980
Lille vandsalamander	Hele Danmark	Meget almindelig	13 %	(25 %)
Bjergsalamander	Lille område i Sønderjylland	Sjælden	ikke undersøgt	19 %
Stor vandsalam.	Næsten hele DK	Almindelig	22,5 %	(28 %)

Klokkefrø	Øerne	Meget sjælden	25 %	59 %
<i>Løgfrø</i>	DK ÷ Fyn m.m.	Sjælden	49 %	62 %
<i>Løvfrø</i>	Øerne + Østjyll.	Sjælden	49 %	60 %
Skrubtudse	Hele Danmark	Meget almindelig	13 %	(43 %)
<i>Strandtudse</i>	Hele Danmark	Sjælden	26 %	
<i>Fløjtetudse*</i>	Øerne	Sjælden	45 %	65 %
<u>Butsnudet frø</u>	DK ÷ sydøstl. øer	Meget almindelig	22 %	(36 %)
<i>Spidssnudet frø</i>	DK ÷ Bornholm	Nogle dele af DK meget almindelig	17 %	
<i>Springfrø</i>	Det meste af øerne	Nogle dele af DK meget almindelig	25 %	
<u>Grøn frø</u>	Øerne + Østjylland	Nogle dele af DK meget almindelig	21 %	
<u>Latterfrø</u>	Bornholm	Sjælden	**	

* Det samme som grønbroget tudse ** På 5 lokaliteter fra 1950 kunne ingen findes i 1992.

3.4 Paddearter omfattet af bilag II

De to danske paddearter der står anført på Habitatdirektivets bilag II, er klokkefrøen og stor vandsalamander (vist med fed skrift i tabel 1). For klokkefrøen er dette netop for danske forhold ganske relevant. Den er vor sjældneste og mest truede art, og indtil der blev grebet effektivt ind, udviklede situationen sig som tabel 2 viser (Fog, 1993).

Tabel 2. Situationen for kendte bestande af klokkefrø i Danmark til 1988.

	1974	1980	1988
Antal vandhuller	86	48	28
Antal ynglevandhuller	36	25	10
Antal bestande	18	16	8

Man ser at i 1988 var vi nede på (ca.) 8 bestande i Danmark (med ordet "bestand" menes her en forekomst i flere vandhuller der ligger tæt nok til at frøer af og til formår at vandre fra et hul til et andet).

I vore nabolande er klokkefrøen også sjælden. Den mangler i det meste af Vesteuropa, er uddød i Sverige (men genudsat), uddød i Slesvig, udbredt men sjælden i Holsten, og mere udbredt i det gamle Østtyskland.

Den anden art på bilag II, stor vandsalamander, er derimod ikke specielt sjælden. Den er vidt udbredt i Danmark. En statistik på resultatet af vandhullsundersøgelser i 1980'erne viste at i gennemsnit for over 1300 vandhuller fordelt på mange steder i landet forekom den i 7 % af vandhullerne. Herudfra kan formodes at den findes i ca. 15.000 vandhuller i alt i Danmark.

Til sammenligning fandtes vor hyppigste paddeart, lille vandsalamander, i 18 % af de samme vandhuller. Hyppigheden af stor vandsalamander er således ca. 40 % af hyppigheden af landets almindeligste paddeart – man må altså betegne arten som almindelig. Tabel 1 viser også, at tilbagegangen ligger på linje med hvad vi har set for andre almindelige arter.

I vore nabolande er stor vandsalamander også ret almindelig. De sikreste data er fra Storbritannien, hvor man mener at arten forekommer i alt i ca. 18.000 vandhuller (Great crested newt species action plan steering group, 1998). Da Danmarks areal er lidt under 20 % af Storbritanniens, betyder det at artens tæthed i Danmark er skønsvist 4 gange højere end i Storbritannien. At stor vandsalamander står opført på Habitatdirektivets bilag II kan således ikke begrundes med dens sjældenhed eller truethed. Et argument kan derimod være dens indikatorværdi. Dens ynglesucces er stærkt afhængig af god vandkvalitet, og god vandkvalitet har samtidig markant indflydelse på artsantallet af vandplanter, vandinsekter m.m. (Hansen 1988, Fog 1988b). Mere sjældne arter som klokkefrø, løgfrø og løvfrø findes næsten kun i vandhuller hvor der også er stor vandsalamander. Hvis man bevarer eller forbedrer forholdene for salamanderen, vil man automatisk også gavne andre vandhulsdyr.

3.5 Paddearter omfattet af bilag IV

På Habitatdirektivets bilag IV findes foruden klokkefrø og stor vandsalamander også følgende arter:

Løgfrø: I meget stærk tilbagegang.

Løvfrø: Har været i meget stærk tilbagegang.

Strandtudse: I stærk tilbagegang. .

Fløjtetudse (= grønbroget tudse): Har været i stærk tilbagegang.

Spidssnudet frø: Sjælden eller mangler i det meste af Vesteuropa, men almindelig i Nord- og Østeuropa inklusive Østtyskland. Stadig meget almindelig i Nord- og Vestjylland samt Nordsjælland, men i stærk tilbagegang i resten af landet.

Springfrø: Almindelig i dele af det sydlige Europa. Er sjælden eller mangler i store dele af Tyskland. I Danmark kun på øerne (minus nordlige Sjælland). Men inden for sit udbredelsesområde i Danmark er den almindelig, stedvis meget almindelig, og er mange steder den almindeligste frøart. I nyere tid er tilbagegangen i visse egne stoppet eller afløst af fremgang.

3.6 Paddearter omfattet af bilag V

Arter omfattet af bilag V er butsnudet frø, grøn frø og latterfrø. Grunden til at de er med på dette bilag, er at de i Sydeuropa indsamles til menneskeføde, og man ønsker at kunne forhindre at en sådan indsamling fører til reduktion i bestandene. Når arterne er med på bilag V, så omfattes de af direktivets målsætning om at bestandene skal have gunstig status; men det forudsættes at biotopødelæggelse ikke er nogen trussel mod arterne, og at indgreb mod indsamling er tilstrækkeligt som værktøj til at sikre gunstig status. Denne

forudsætning, hvorpå direktivet bygger, holder ikke stik i Danmark, i hvert fald ikke for latterfrøen, hvor indsamling er uden betydning, mens biotop-ødelæggelse er en væsentlig trussel. Der ligger altså den inkonsekvens i direktivet, at det i princippet forlanger at der opnås gunstig bevaringsstatus, men at det ikke stiller et relevant værktøj til rådighed.

3.7 Konklusion

Vi ser altså at visse almindelige arter (stor vandsalamander, spidssnudet frø og springfrø) er omfattet af Habitatdirektivet. Derimod er der visse andre arter som er almindelige længere sydpå, men sjældne i Danmark (bjergsalamander, latterfrø), som enten slet ikke er omfattet af direktivet, eller kun er beskyttet mod indsamling.

4. Bevaring af padder i Danmark – en historisk gennemgang

4.1 Frivillige aftaler

I løbet af 1940'erne opstod der bekymring for paddernes tilbagegang, hvilket førte til en del forsøg på bevaringstiltag i årene omkring 1950.

Interesserede personer kortlagde forekomsten af sjældne arter. De tog omkring og snakkede med landmænd der ejede vigtige vandhuller, og de opnåede i en del tilfælde frivillige aftaler om bevaring.

Desværre har dette ikke haft nogen positiv langtidseffekt. Den vigtigste grund hertil er at kun den landmand der indgik en aftale, følte sig forpligtet. Når han gik på aftægt, og sønnen overtog gården, følte sønnen sig ikke forpligtet, og i nogle tilfælde var noget af det allerførste sønnen gjorde, at fylde vandhullet op.

4.2 Fredning af vandhuller

Derudover blev også en del vandhuller fredet ved deklARATION i årene omkring 1950, foruden at nogle vigtige vandhuller kom til at indgå i større fredede områder. Hvordan det er gået i disse tilfælde, viser tabel 3 (Fog, 1993).

Tabel 3. Klokkefrøens overlevelse i fredede vandhuller.

	Antal vandhuller fredet specielt med henblik på klokkefrø, især ca. 1950	Antal tidligere klokkefrø-vandhuller som indgår i større landskabsfredninger
Antal vandhuller	22	ca. 40
Heraf stadig m. klokkefrø	2	ca. 14

Som man ser, har fredning som instrument til bevaring af klokkefrøen haft meget ringe effekt. Årsagerne hertil er flere. I visse tilfælde er fredningen simpelt hen ikke blevet overholdt. Men først og fremmest har fredningen ikke forhindret næringsbelastning og tilgroning af vandhullerne.

I perioden ca. 1955-1975 var der næsten ingen opmærksomhed om padderne.

Atlasundersøgelsen af padder og krybdyr, som blev organiseret af Natur og Ungdom i årene 1976-86, viste at padderne tilbagegang var meget alvorlig. Omkring 1980 opstod derfor politisk vilje til en generel fredning af vandhuller. Pr. 1/1 1979 blev alle småsøer på mindst 1.000 m² beskyttet. En statistik på resultatet af mange vandhulsundersøgelser rundt om i Danmark (Fog, upubl.) viste dog at derved beskyttes kun et mindretal af paddelokaliteterne (tabel 4). Grænsen for beskyttede vandhuller blev i 1984 nedsat til 500 m², og i 1992 til 100 m². Herved blev efterhånden hovedparten af alle paddeforekomster beskyttet (tabel 4).

Tabel 4. Statistik på hvor stor en andel af alle vandhuller med paddeforekomster der har et areal større eller lig den angivne grænse. Data fra mange steder i landet, 1980'erne.

Art	Antal vandhuller undersøgt	Heraf med arten	% af artens forekomster i vandhuller større end		
			1.000 m ²	500 m ²	100 m ²
Ll. vandsalam.	1365	249	16 %	31 %	75 %
St. vandsalam.	1365	99	11 %	25 %	73 %
Skrubtudse	1132	126	56 %	71 %	94 %
Butsnudet frø	1132	273	40 %	54 %	89 %
Spidssn. frø	1132	93	44 %	58 %	88 %

Det almindelige indtryk i dag er at forbudet mod at ødelægge vandhuller i temmelig høj grad faktisk overholdes.

4.3 Vandhulsprojekter: oprensning og gravning

Bevaring af vandhullerne som sådan er imidlertid ikke nok. Der kræves mere viden om hvad der egentlig er de vigtigste trusler mod padderne. Dette blev der mulighed for da Hovedstadsrådet i årene 1981-82 finansierede systematisk undersøgelse af et stort antal paddelokaliteter fra 1940'erne (Jørgensen & Wederkinch, 1983). Konklusionen blev at overgødsning af vandhullerne var den vigtigste årsag til at padderne forsvandt. Tørlægning af vandhuller kom kun ind på andenpladsen. En lignende statistik for Sydsjælland og Falster viste at tørlægning var vigtigst, men også her var overgødsning dog en meget vigtig faktor.

I 1985-86 undersøgte Kåre Fog for Bornholms Amt årsagerne til løvfrøens tilbagegang på Bornholm. Der viste sig en forskydning i trusselsbilledet hen igennem århundredet, som tabel 5 viser (Fog 1988 c).

Tabel 5. De dominerende (primære) årsager til at løvfrøen er forsvundet fra vandhuller på Bornholm, fordelt på tidsperioder.

Periode	1950-1969	1970-79	1980-86
Antal forsvundne			

forekomster under-søgt	32	23	25
Årsager til at løvfrøerne forsvandt:			
Overgødskning	50 %	48 %	16 %
Opfyldning	16 %	13 %	4 %
Udsætning af fisk	9 %	22 %	36 %
Andet	16 %	13 %	12 %
Ukendt	9 %	4 %	32 %

Disse og andre undersøgelser førte til den erkendelse, at overgødskning (eutrofiering) af vandhullerne var den mest betydningsfulde årsag til paddernes tilbagegang i hele Danmark, og at det mest effektive man kunne gøre for padderne var at rense vandhullerne op. Ved oprensning fjerner man den pulje af næringsstoffer der ligger i bundslammet, og får igen rent vand. Oprensning betalt af det offentlige af hensyn til sjældne padder foregik første gang for klokkefrøen i 1982, løvfrøen i 1983, fløjtetudsen (grønbroget tudse) i 1986, løgfrøen i 1987, bjergsalamanderen i 1988-89, strandtudsen og springfrøen i 1989, og latterfrøen i 1998. Dertil kommer privat financerede projekter.

I perioden 1981-1996 er der i alt i Danmark oprenset 1.127 vandhuller primært af hensyn til sjældne padder. Desuden er 211 vandhuller behandlet på anden måde, f.eks. uddybet, udvidet eller forsøgt tømt for fisk.

Derudover er der efterhånden også gjort meget for at grave helt nye vandhuller, i håb om at disse vil blive koloniseret af sjældne padder som lever i nærheden. I samme periode som nævnt ovenfor er der gravet 1.675 vandhuller primært med dette formål. Tilsammen er der således i årene 1981-1996 (men mest 1991-1996) skabt 3.013 egnede vandhuller for padderne (Fog, 1997a). Af dem er 61 % betalt helt af det offentlige (mest amterne), mens 31 % blev betalt delvis af ejeren, og 6 % af private fonde. 2 % blev finansieret på anden måde. Derudover er der i kommunale beskæftigelsesprojekter lavet en del vandhuller, og i øvrigt er indsatsen for sjældne padder fortsat nogenlunde usvækket også efter 1996.

4.4 Effekten af vandhulsprojekterne

Disse mange vandhulsprojekter har haft afgørende indflydelse på udviklingen i paddebestandene. Vi kan f.eks. se på, i hvor mange % af tilfældene en bestand af padder har overlevet 5 år efter første registrering, dels hvis vandhullet er blevet renset op, dels hvis det ikke er blevet renset op. En statistik på 284 oprensede vandhuller og 496 ikke-oprensede er vist i tabel 6 (Fog, 1997a):

Tabel 6. Paddebestandenes overlevelse igennem 5 år i oprensede vandhuller sammenlignet med ikke-oprensede.

Art	% af bestandene som har overlevet når	
	vandhullet er oprenset	vandhullet ikke er oprenset

Bjergsalamander	100 %	(kan ikke beregnes)
Klokkefrø	93 %	36 %
Løgfrø	82 %	32 %
Løvfrø	95 %	38 %
Strandtudse	82 %	44 %
Fløjtetudse	74 %	33 %
Springfrø	100 %	52 %
Gennemsnit for arterne	92 %	40 %

Også gravning af nye vandhuller har givet rimelig gode resultater. På Lolland kunne det f.eks. konstateres at i løbet af 5 år efter gravning af nye vandhuller har løvfrøerne koloniseret 50 % af de nye vandhuller der lå inden for 1 km radius.

Den samlede effekt på landsplan har været specielt gunstig for de tre arter der omkring 1990 havde den dårligste status på den nationale rødliste. For dem har udviklingen været som følger:

Bjergsalamander: 1988: 32 vandhuller. 1997: 201 vandhuller, altså mere end en 6-dobling (Bringsøe og Mikkelsen, 1997). Samtlige kendte delbestande har overlevet.

Klokkefrø: 1988: 28 vandhuller (se tabel 2). 1998: Ca. 93 vandhuller. Altså mere end en 3-dobling på ti år.

Løvfrø: 1991: 338 vandhuller med ca. 4.000 hanner. 1996: 641 vandhuller med ca. 9.500 hanner, altså mere end en fordobling på 5 år (Fog, 1997a). Fremgangen er fortsat siden da. Næsten alle bestande der var kendt i 1991 har overlevet.

For disse tre arter har indsatsen omfattet samtlige kendte bestande. For de øvrige halvsjældne arter har indsatsen været mindre altomfattende, og er for en stor del sat senere i gang. Her er resultaterne mindre imponerende, og nogle af disse arter må stadig anses for at være i netto-tilbagegang.

4.5 Hvilken organisering af indsatsen er effektiv ?

Adskillige biologer og andre personer med stor interesse for danske padde er blevet ansat i amternes naturforvaltninger. I en sådan stilling skulle en sådan person være i stand til at kanalisere en del af amtets midler over mod paddeprojekter, og styrke bevaringen af padde i amtet.

Sådan er det gået i visse tilfælde, men ikke i alle. Der kan opregnes syv amter hvor der er eller har været ansat personer med særlig interesse for padde. I to af disse er der sket en stor og effektiv indsats; i begge disse amter er den pågældende person dog ikke længere ansat. I de fem øvrige af disse amter har indsatsen for padde været moderat og ikke tilstrækkelig.

En anden mulighed er at arbejdet organiseres af løst tilknyttet personale (konsulenter). Typisk har man organiseret det sådan, at der af naturgenopretningsmidlerne er afsat et bestemt beløb i et bestemt år til dette formål. Konsulenten får så at sige en pose penge, og så er det op til ham selv at få mest muligt for pengene. De dækker udgiften til hans egen løn – dvs. til opsporing af de bestande der er brug for at hjælpe, kontakt til lodsejere, plan-

lægning af gravning, og overvågning af graveindsats – foruden at de dækker udgifterne til entreprenører.

Denne organisationsform har især været anvendt i de amter, hvor der ikke er fastansatte paddekyndige personer, og den har virket godt. Konsulenterne har været stærkt motiverede for at få mest muligt for pengene, og har ydet en stor indsats. Dette gælder specielt i 4 af de amter der har anvendt denne model.

En tredje mulighed er at arbejdet udføres af amatører i deres fritid. Det har faktisk været muligt for stærkt motiverede amatører at realisere bevaringsplaner som bestemt ikke står tilbage for hvad professionelle konsulenter har præsteret. Således har en arbejdsgruppe i Sønderjylland – bjergsalamandergruppen – hele ansvaret for at der er taget vare om samtlige forekomster af bjergsalamander i Danmark. En anden gruppe på Als har kortlagt løvfrøens forekomst her, hvorefter en enkelt person har organiseret et så omfattende graveprojekt (betalt af amtet) at løvfrøbestanden på Als er vokset kraftigt og nu er så udbredt, at vi kan være tilfredse og sige at der er gjort hvad der kunne gøres.

5. Indsamling og flytning af padder

5.1 Børns behov for at holde haletudser

Habitatdirektivets artikel 12 beskytter arter af planter og dyr ikke blot ved at beskytte deres levesteder, men også ved at frede dem mod indsamling.

Her kommer direktivet på tværs af hidtidig dansk lovgivning. Padder og krybdyr i Danmark blev fredet pr. 1/3 1981 på en sådan måde at de sjældneste arter var fredet i alle livsstadier, de knap så sjældne var kun fredet som voksne, og de mest almindelige måtte indsamles også som voksne, dog kun i moderat antal og kun til brug i forskning og undervisning.

De frøæg som børn indsamler, vil normalt være af de brune frøer, hvoraf vi har tre arter: butsnudet frø, spidssnudet frø og springfrø. Det vil ofte være børnehave- og skoleklasser som under ledelse af en pædagog indsamler æggene for at følge haletudsernes klækning og udvikling, eller børn enkeltvis under vejledning af deres forældre. Erfaringsmæssigt giver det børnene gode oplevelser; det bidrager også til deres naturforståelse. Det ville være urimeligt at berøve børn muligheden for disse oplevelser; derfor holder den danske fredning netop muligheden åben for indsamling af yngel af alle arter undtagen de mest sjældne.

Direktivet, derimod, forbyder indsamling af yngel af betydelig flere arter. Det tillader at samle æg af butsnudet frø, men ikke af de to andre arter af brune frøer. Det er problematisk, fordi flere arter ofte lægger æg i samme vandhul, og det kan være vanskeligt at kende forskel på æggene, især for lægfolk. Værre er det dog at der er dele af Danmark hvor butsnudet frø helt mangler, og kun en eller to af de andre arter findes. Det gælder især Langeland, Lolland, Falster, Møn og Bornholm. I disse landsdele indebærer direktivet altså at børn slet ikke må samle frøæg af de arter der er almindelige dér. Det kan være svært at få folkelig forståelse for hvorfor det skal være tilladt

børn at holde haletudser af frøer i visse landsdele, men ikke i andre. Under- tegnede har anmodet Skov- og Naturstyrelsen om at undersøge om der kan findes en løsning på dette problem, f.eks. med henvisning til at der meget få steder i Nord- og Mellemeuropa hvor butsnudet frø ikke findes, dvs. situationen på de danske øer er så speciel at der måtte kunne gives en lokal dispensation. Men indtil nu er dette problem ikke afklaret.

5.2 Udsætning for at bevare eller skabe nye bestande

Indsamling af frøyngel foregår desuden med et andet formål: nemlig at ud- brede sjældne arter. Rundt om i Europa har amatører udført en del temmelig tilfældige udsætninger. I Danmark er hidtil foretaget ret få af sådanne ud- sætninger, og de fleste af disse har været omhyggeligt planlagt og med et be- stemt formål. Skov- og Naturstyrelsen har givet de nødvendige dispensatio- ner. I det følgende gives en oversigt over hvilke udsætninger der er foreta- get.

Løvfrø:

Der er gennemført to større udsætninger af løvfrøer.

Den første foregik i området omkring Moesgård syd for Århus, hvor løvfrøen ikke er set siden 1947. Dette var tæt på artens absolutte nordgræn- se. I årene 1985-87 blev der opdrættet nogle tusinde haletudser fra den nær- meste overlevende bestand (syd for Vejle), og de blev udsat i et område hvor ca. 20 vandhuller var blevet genoprettet (Skriver 1985, 1988). Det hele blev finansieret af Århus Kommune. Formålet var især med et praktisk eksperimen- t at konstatere om arten stadig kan leve ved sin tidligere nordgrænse (se senere). Desuden var det et formål at give århusianerne mulighed for igen at opleve løvfrøen. Begge formål er blevet opfyldt.

Den anden udsætning foregik på Sjælland. Fra to små bestande ved Præstø og Vordingborg, hvor arten kun overlevede på et hængende hår, er opdrættet nogle tusinde haletudser; de blev udsat på Antvorskov militære øvelsesterræn ved Slagelse, hvor der forinden var lavet 30 vandhuller til frø- erne. Udsætningen foregik i årene 1994-98. De to moderbestande ved Præstø og Vordingborg menes begge at være mærkbart indavlede, og for- målet med projektet var at undersøge forhold omkring indavl. Dette gøres der nærmere rede for senere.

Klokkefrø:

For år tilbage er der foretaget flere dårligt planlagte udsætninger af klokke- frøer, og disse udsætninger har ikke slået an.

Mere omhyggelig planlagte udsætninger i de senere år er derimod slået an. Mellem 1984 og 1985 uddøde klokkefrøen ved Klintholm på Østfyn på grund af udvidelsen af en losseplads. Nogle erstatningsvandhuller som blev gravet i sidste øjeblik nåede ikke at fungere. I stedet er klokkefrøer fra den eneste overlevende bestand på Fyn, 7 km derfra, blevet udsat i årene 1990- 95. De yngler nu særdeles fint på stedet.

I 1986 var bestanden af klokkefrøer på Ærø dødsdømt, ider der kun var én han tilbage. Den blev i 1987 udparret med en hun fra en anden bestand (Hjortø). Afkommet blev sat ud på Ærø, og i de følgende år er der her gravet et stort antal vandhuller og udsat yderligere klokkefrøyngel fra Hjortø og Avernakø. Der er således nu tale om en blandingsbestand, som omfatter ca. 25 kvækkende hanner.

For tiden udsættes klokkefrøer i større stil i det LIFE-projekt, der omtales i boksen.

Fløjtetudse:

I årene 1993-94 er der flyttet æg af fløjtetudse (grønbroget tudse) fra den lille ø Odden i Det sydfynske Øhav til den nærliggende ø Birkholm, hvor arten sidst blev set i 1989. Udsætningen er slået an, idet arten nu findes i uhyre mængde på Birkholm.

I årene 1995-96 er der flyttet mange hundrede voksne tudser i Københavns Sydhavn for at de ikke skulle omkomme ved anlægget af Øresundsforbindelsen. Dette er sket delvis i offentligt regi, men hovedsagelig i privat regi.

Løgfrø:

Ved Myrup sydøst for Næstved blev det i 1993-95 forsøgt at redde en meget lille løgfrø-bestand ved udsætning i et nyt område få km derfra. Udsætningen slog ikke an, og bestanden er uddød.

Ved Hjørring blev der i 1994 flyttet løgfrøer, såvel voksne som yngel, fra et vandhul der skulle ødelægges ved et vejprojekt (Jensen 1997). Om-sætningsaktionen er lykkedes, idet der stadig i 2000 er frøer i de vandhuller hvortil de blev flyttet, og bestanden er muligvis lidt større end før.

Der er foretaget enkelte andre udsætninger, som pladsen ikke tillader at omtale, og der er blevet givet dispensation til yderligere nogle udsætninger som ikke kunne realiseres fordi de bestande, der skulle reddes, i mellemtiden uddøde.

BOKS: LIFE-PROJEKTET

I nogen tid har der eksisteret planer om, at der for hver af de 7 overlevende danske klokkefrø-bestande skulle skabes en reserve-bestand. Hermed menes en bestand i et nyt område, etableret ved at udsætte klokkefrø-yngel fra en af de oprindelige bestande. Denne tanke blev til virkelighed da det i 1999 lykkedes at få støtte hertil fra de såkaldte LIFE-midler i EU. Projektet løber i årene 1999-2003 og omfatter alle de kendte bestande på nær en. For hver af disse sker dels en styrkelse af den eksisterende bestand ved gravning af nye vandhuller, dels gravning af vandhuller i et nyt område og udsætning af yngel her.

De involverede instanser er Fyns Amt, Vestsjællands Amt, Storstrøms Amt og Rosenfeldt Gods, som tilsammen bidrager med 3,4 mio. kr. over de 3 år. EU bidrager med yderligere 3,4 mio. kr. Projektet styres af Fyns Amt i tæt samarbejde med et privat konsulentfirma (Amphi-Consult).

I alt er inden for projektets rammer planlagt ca. 90 vandhuller (1,8 mio. kr), opkøb af jord (1,2 mio. kr) og opdræt fra over 20.000 æg (1,8 mio. kr). Foreløbig skrider projektet godt frem.

5.3 Kommentarer til udsætningerne

Nogle mener at sådanne udsætninger er en unaturlig indgriben som gør at den naturlige dynamik erstattes af en menneskestyret proces. Man mener at hvis en frøforekomst er menneskeskabt, så er der ikke længere tale om egentlig natur.

Hertil må siges at vi i Danmark, i forhold til vore nabolande, har været relativt tilbageholdende med udsætninger, og at der i alle tilfælde har været tænkt på at undersøge, bevare eller genskabe den naturlige dynamik. Alle projekter udført i de senere år har haft en ”fornuftig” og konkret begrundelse. Der kan f.eks. anlægges det synspunkt, at når man ønsker at bevare biodiversitet, så er det der skal bevares ikke individerne, og heller ikke bestandene, men den genetiske variation i bestandene, og nogle af projekterne har netop haft til formål at bevare eller genskabe genetisk variation. Hvis den genetiske variation mistes, så vil ”den naturlige dynamik” også lide skade og ikke længere være naturlig.

Langt de fleste steder er det muligt at hjælpe en skrantende bestand ved at forbedre levestedet. Men i nogle tilfælde er det umuligt at samarbejde med lodsejeren, og han forvalter sin ejendom på en måde som kan forudses at føre til at en isoleret bestand uddør. I et sådant tilfælde er der ikke nogen ”naturlig dynamik” at bevare, for dynamikken (at bestanden uddør) skyldes menneskets påvirkning; her må det være rigtigt at flytte dyrene til en anden ejendom så tæt på den første som muligt.

I de følgende kapitler vil man finde nærmere begrundelser for at flytning og udsætning i visse specifikke tilfælde kan være fornuftig..

6. Diskussion af begrebet gunstig bevaringsstatus

6.1 Direktivets definition af bevaringsstatus

Der ligger i Habitatdirektivet en målsætning, nemlig den at de naturtyper og de arter som direktivet omfatter, skal opnå en gunstig bevaringsstatus.

Artikel 1 i direktivet definerer en arts bevaringsstatus som resultatet af alle de forhold der indvirker på arten. Og dette resultat skal altså være ”gunstigt”. Det defineres desuden nærmere at de parametre hvor en gunstig status skal vise sig, er

- størrelsen af udbredelsesområdet
- bestandens størrelse
- størrelsen (udstrækningen) af artens habitat

6.2 Udbredelsesområdet

Netop i Danmark er grænsen for udbredelsesområdet et interessant begreb, fordi en betydelig del af Europas paddearter har deres nordgrænse i Danmark.

Især i 1970'erne blev der talt meget om at selv små klimaændringer kan betyde at udbredelsesgrænsen forskydes hundreder af km. Man kan forvente at små bestande der har overlevet tæt ved den tidligere udbredelsesgrænse ikke i længden kan overleve, og man fremførte det synspunkt at sådanne bestande skal have lov at uddø i fred. Imod dette stod det stik modsatte synspunkt, nemlig at paddernes hastige uddøen er et resultat af menneskets aktivitet. Dette synspunkt blev støttet af at når en bestand uddør, kan der som regel påvises en menneskeskabt årsag, samt af at der ikke kan dokumenteres ændring af klimaet i en retning som skulle skade varmekrævende arter.

Den samme diskussion om klima kontra menneske som vigtigste årsag kendes også f.eks. fra diskussionen om hvorfor storken forsvinder.

Udsætningen af løvfrøer ved Århus skal forstås i lyset af denne diskussion. Og indtil videre er konklusionen at klimaet ved Århus er godt nok til at løvfrøen kan klare sig, hvis blot der er egnede vandhuller til stede.

Det næste spørgsmål er om klimaet da slet ikke har nogen betydning. Man kan f.eks. spørge: Er den af mennesket forårsagede tilbagegang større nær artens nordgrænse end andre steder ?

Dette spørgsmål kan belyses bl.a. med løvfrøen. Løvfrøen er ganske vist gået meget voldsomt tilbage ved sin nordgrænse i Danmark, men den går også stærkt tilbage i de fleste områder længere sydpå, i Mellemeuropa. Samtidig ser vi at selv om nordgrænsen også går igennem Skåne, så er arten ikke i tilbagegang her. Den overordnede tendens er altså ikke at arten går mere tilbage, jo tættere vi er ved udbredelsesgrænsen. Den særligt stærke tilbagegang i Danmark skal måske slet ikke forklares af klimaet, men af det særligt effektive landbrug.

Hvis vi antager at en art er pletvis udbredt – og det er de fleste padder – så kan vi forestille os at der på hver af disse pletter er en bestemt risiko for at arten forsvinder. Risikoen kan f.eks. være 60 % over 10 år (jvf. tabel 1). Hvis 60 % af forekomsterne i udbredelsens centrum forsvinder, så ændrer det ikke udbredelsesområdets areal, det giver blot en udtynding inden for arealet. Men når også 60 % af grænseforekomsterne forsvinder, så skabes der nogle ”huller” ind i udbredelsesområdet – det skrumper. Det vi da observerer, er ikke en ”tilbagetrækning fra frontlinjen”, men en generel udtynding.

Hvis der er lige stor risiko for uddøen i kanten af udbredelsen og tættere på centrum, så må habitatdirektivets kriterium fortolkes sådan at en redningsindsats ved grænsen skal prioriteres højere end en redningsindsats nærmere centrum.

6.3 Bestandens størrelse

Det hedder i Habitatdirektivets artikel 1 at bevaringsstatus anses for gunstig, hvis data vedrørende bestandens størrelse igennem tiden viser at arten vil

kunne opretholde en levedygtig bestand på langt sigt. Det vil i praksis sige at hvis bare langtidstendensen ikke er negativ, så regnes status for gunstig. Hvis man f.eks. overvåger en lille, isoleret bestand på kun 10 eller 100 individer, og der år efter år bliver ved med at være dette antal, så skulle man ifølge dette kriterium sige at status er gunstig. Her antager man altså, at eftersom arten ikke går tilbage for tiden, så må "alle de forhold der indvirker på arten" være gode nok til at tillade fortsat overlevelse.

Men en sådan vurdering er utilstrækkelig. Den forudsætter at tilbagegang viser sig som en jævnt nedadgående tendens – en glidebane nedad mod nulpunktet. Denne forudsætning holder slet ikke altid stik. De fleste bestande i naturen fluktuerer i størrelse. Der er tilfældige udsving i antal individer op og ned fra år til år, såkaldt stokastisk variation. Hvis en af de tilfældige udsving nedad rammer nulpunktet, så er bestanden uddød. Risikoen for at dette sker er kun lille, hvis man kun betragter en kort årrække. Men set over meget lange tidsrum er risikoen for at det sker en eller anden gang, ganske stor.

Konklusionen er altså at bestanden skal være stor nok til at overleve tilfældige udsving. Hvad "stor nok" vil sige, afhænger selvfølgelig af hvor store udsving der kan forventes. Det vil sige at før man kan konkludere om en bestand er stor nok til at have gunstig bevaringsstatus, må man vide noget om hvor store udsving, der kan forventes.

Dernæst er der hensynet til den arvelige variation i bestanden. Jo mindre bestanden er, jo mere af variationen i arveanlæg vil gå tabt. I en meget lille bestand vil der være kraftig indavl, hvorved forstås at næsten samtlige individer har de samme arveanlæg.

Indavl er en fremadskridende proces. I en lille, men konstant bestand vil graden af indavl år for år blive stadig større (indtil et vist punkt). Selv om situationen udadtil ser stabil ud, så er den altså ikke stabil – dyrenes "indre", deres arvelige udrustning, er ikke stabil. Der kan f.eks. ske det at et gen der gør det muligt at modstå tørke, tabes ud af bestanden. Det sker der ikke umiddelbart noget ved; men når der så pludselig et år kommer en kraftig tørke, så vil hele bestanden uddø, og det under forhold hvor en bestand af samme størrelse, men med mere arvelig variation, ville overleve.

Selv om en bestand tilsyneladende er stabil, er den altså ikke uden for fare. Der kræves desuden at den er stor nok til at modstå tilfældige udsving og indavl.

6.4 Levestedets areal

"Stor nok" indebærer selvfølgelig også at levestedets areal må være stort nok. Spørgsmålet er så nu: Hvordan kan vi afgøre hvornår bestanden er stor nok og levestedet er stort nok? Dette er kompliceret at svare på, og svaret udskydes derfor til vi har set på nogle basale begreber i populationsdynamik.

7. Basale begreber i populationsdynamik

For nærmere at kunne redegøre for sammenhængen mellem bestandenes størrelse og graden af indavl, vil jeg gennemgå nogle af de basale begreber i

populationsgenetikken (læren om arvelige forhold i bestande). En oversigt over disse sammenhænge, i relation til klokkefrøen, findes også i Fog (1999).

7.1 Den effektive populationsstørrelse

Et vigtigt begreb er ”den effektive populationsstørrelse”. Hvis man ved hvor meget hvert individ bidrager til næste generation, og hvor meget arvelig variation der føres videre, så kan man udregne hvor mange individer der skulle til for at overføre netop denne mængde arvelig variation i det tilfælde hvor alle individer bidrog præcis lige meget (Siegismund, 1993). Antag f.eks. at vi har en bestand med 20 dyr, nemlig 10 hunner og 10 hanner. Den stærkeste han danner harem med alle hunnerne; kun den, og ingen andre hanner, får afkom. Hver hun bidrager med 2 unger til næste generation. Da alle dyr i næste generation har samme far, overføres der ikke ret meget genetisk variation. Man kan regne ud, at den genetiske variation bliver ca. den samme som hvis der kun var 4 dyr i alt (2 hunner og 2 hanner), som alle bidrog præcis lige meget. Den effektive populationsstørrelse er derfor ikke 20, men kun ca. 4.

Den effektive populationsstørrelse bliver relativt lille hvis bestandens størrelse svinger meget, og især hvis bestanden passerer gennem en ”flaskehals”, dvs. en situation med meget få individer. Hvis f.eks. antallet af dyr igennem 6 generationer varierer som følger:

$$100 - 4 - 100 - 100 - 100 - 100,$$

så overføres samme variation som hvis der hele tiden havde været 20 dyr. Jo længere flaskehalsen varer, jo mindre variation ”slipper igennem”. Hvis bestanden igennem 6 generationer er:

$$100 - 4 - 4 - 16 - 50 - 100,$$

så overføres kun variation svarende til at der hele tiden havde været 10 dyr.

Hvis man skal vurdere den effektive population i naturen, så kan man som første tilnærmelse regne de dyr fra som slet ikke får afkom. I en bestand af frøer vil f.eks. en del af dyrene lægge æg i vandhuller hvor haletudserne ikke kan overleve. Af den grund vil disse dyr ikke bidrage til kommende generationer, dvs. de tæller ikke med i den effektive population.

Der er tradition for at antallet af dyr i bestanden betegnes med bogstavet N . Den effektive populationsstørrelse kaldes N_e . Der findes kun få undersøgelser af størrelsen af N_e i naturlige bestande; de der findes, tyder på at N_e som regel ligger på mellem $\frac{1}{4}$ og $\frac{1}{2}$ af N (Siegismund, 1993).

7.2 Genetisk erosion og indavl

Gener (arveanlæg) sidder på hver deres sted på kromosomerne. Hvert sted kaldes et locus (flertal: loci). Hos mennesket findes f.eks. et locus for gener der bestemmer øjenfarven. Der er to: Genet for brune øjne og genet for blå. Sådanne forskellige gener der hører til samme locus, kaldes alleler.

Hvis et allel kun forekommer i meget få af dyrene i en bestand, så kan det ved rene tilfældigheder ske at netop disse individer ikke får afkom, og så vil

der slet ikke være nogen individer i næste generation der har dette allel. Da er det tabt ud af bestanden og kommer ikke igen. I hver eneste generation sker der sådanne tab af alleler. I store populationer sker det lidt efter lidt, ganske langsomt, men i små populationer sker det temmelig hurtigt. I gennemsnit vil der i hver generation tabes en andel af de mulige alleler der er lig med $1/2N_e$. Hvis f.eks. $N_e = 10$, så vil der i hver generation tabes $1/20$ af al arvelig variation. Hvis N_e konstant ligger omkring 10, så vil der altså ske en stadig nedbrydning af den genetiske variation på hele 5 % per generation, dvs. i løbet af et overskueligt antal generationer vil næsten al variation være tabt. Nogle kalder dette for genetisk erosion, altså en konstant nedbrydning af variationen. Man taler også om genetisk drift.

Dette tab af alleler er vel at mærke en tilfældig proces. I meget små bestande er der ingen mærkbar forskel på tabsraten for gode gener og gener der blot er moderat skadelige (Siegismund, 1993). Det vil sige at gode og dårlige gener har lige stor sandsynlighed for at gå tabt.

Hvis en bestand bliver lille, så vil det i løbet af få generationer gå sådan at alle individer bliver nære slægtninge. Når nære slægtninge får afkom med hinanden, så taler man om indavl. I den lille bestand vil graden af indavl blive større og større for hver generation, indtil alle individer er næsten ens i deres arveanlæg. Men om det er gode eller dårlige alleler, der er tilbage til sidst, er tilfældigt. Indavl vil under alle omstændigheder føre til nedsat variation, men den vil ikke altid føre til svagere dyr. Det vil sige at undertiden kan en indavlet bestand trives udmærket i det miljø hvor den nu engang lever; men hvis miljøet ændrer sig, så er bestanden ude af stand til at tilpasse sig ændringerne, for der er ingen arvelig variation tilbage og dermed ingen mulighed for udvælgelse af de bedst egnede under de nye forhold. Da man må antage at miljøforholdene altid vil ændre sig hvis blot man venter længe nok, så må man også antage at i sidste ende vil indavlede bestande altid bukke under.

7.3 Indavls-depression

Indavl i sig selv indebærer altså kun nedsat variation. Hvis der derudover også er nedsat levedygtighed, taler man om indavls-depression. Den viser sig bl.a. meget ofte i forbindelse med formeringen, f.eks. sådan at kuld størrelsen bliver mindre, eller at en stor del af afkommet dør i tidlige livsstadier.

Forklaringen på indavls-depression kendes ikke med sikkerhed. Der er især to teorier (Siegismund, 1993).

Den ene teori har at gøre med vigende arveanlæg. Vigende anlæg kender vi f.eks. fra øjenfarven hos mennesker, hvor allelet for blå øjne kun kommer til udtryk hvis det modtages fra begge forældre. En sådan situation hvor begge forældre leverer samme gen, altså blå – blå, kaldes homozygoti (på det pågældende locus). Hvis derimod der modtages forskellige alleler, altså blå – brun, taler man om heterozygoti. I dette tilfælde dominerer allelet for brun over allelet for blå, dvs. øjenfarven bliver brun, og man kan ikke udefra se at et allel for blå er til stede.

Hvis nu vi ikke længere taler om genet for blå øjne, men om et allel der betyder at et livsvigtigt enzym ikke produceres, så taler vi om et lætalt recessivt allel. (lætal = dødelig, recessiv = vigende). Så længe det kun optræder i enkel dosis (kun på den ene plads, mens den anden er besat af det normale allel), så vil det dominerende, normale allel stadig sørge for at enzymet produceres i kroppen, blot i lidt nedsat mængde. Dyret kan stadig leve. Hvis det lætale allel er ret sjældent i en bestand, så vil det være meget sjældent at et individ modtager det fra *begge* forældre, dvs. allelet er i praksis næsten uden betydning, da kombinationen lætal – lætal meget sjældent opstår. Men hvis bestanden er blevet meget lille, dog sådan at allelet trods sin oprindelige sjældenhed stadig er til stede, så vil det langt oftere ske at begge forældre er i slægt med hinanden og kan levere samme allel, hvorved individer med lætal – lætal oftere opstår. Hyppigheden af afkom som ikke kan leve, vil stige.

Nogle alleler vil være sublætale (ikke helt dødelige), og kombination sublætal – sublætal vil give et dyr der kan leve, men er svækket. I en indavlet bestand vil hyppigheden af dyr med nedsat livskraft således også stige.

Den anden teori drejer sig om at heterozygoter ofte er mere livskraftige end homozygoter. Hvis f.eks. to alleler koder for enzymer der virker ved forskellig temperatur, så vil kombinationen enzym1 – enzym2 give et dyr der er livskraftigt ved et bredt temperaturinterval, mens de to mulige homozygoter begge vil være mere kræsne m.h.t. temperatur. Der gælder altså at individer med kombinationen enzym1 – enzym2 er mere livskraftige end både enzym1 – enzym1 og enzym2 – enzym2. Altså: den første type individ – heterozygoten – er mere livskraftig end de andre typer individer – homozygoterne.

Når nu en bestand bliver indavlet, så vil der på mange loci kun være et allel tilbage, dvs. heterozygoter forekommer ikke længere. Derved vil dyrene i en indavlet bestand i gennemsnit blive mindre livskraftige end i en bestand med mange heterozygoter.

7.4 Genetiske forskelle mellem opsplittede bestande

Antag at en bestand på 50 dyr bliver splittet op i 10 isolerede bestande på hver 5 dyr. Dette vil accelerere tabet af genetisk variation inden for hver af de ti del-bestande. Men da den genetiske erosion er en tilfældig proces, vil det ikke være de samme alleler der forsvinder i hver af de ti bestande. Dette fremgår af følgende regneeksempel, der er taget fra Fog (1993).

Tabel 7. Den andel af de oprindelige alleler på heterozygote loci der vil være forsvundet fra (alle) frøbestande efter isolering i ti generationer.

Bestand (N_e)	50 dyr	5 dyr	3 X 5 dyr	10 X 5 dyr
Tab af alleler	4,8 %	32,6 %	3,5 %	0,0013 %

Man ser at efter forløbet af ti generationer vil en bestand med $N_e = 5$ dyr have tabt langt mere variation end en bestand med $N_e = 50$ dyr. Men man ser også (til højre i tabellen), at hvis de 50 dyr er blevet splittet op på 10 gange 5

dyr, så vil der være meget få alleler der rent tilfældigt er forsvundet fra samtlige 10 delbestande. Det er altså omtrent 100 % sikkert at hvis et allel er forsvundet fra en af delbestandene, så vil det alligevel have overlevet i mindst en af de ni andre. Så længe de ti delbestande faktisk er i live stadigvæk, så er det samlede tab af gener, overordnet set, meget mindre end i én sammenhængende bestand på 50 dyr. Og selv hvis der kun overlever 15 dyr, fordelt på 3 X 5 dyr, så vil der samlet blive bevaret flere alleler end i en enkelt bestand på 50 dyr. Opsplitning i bestande er altså i og for sig en god ting. Problemet er blot at de små bestande, hver for sig, har meget sværere ved at overleve end den store bestand.

Hvis de 50 dyr i en periode på f.eks. ti generationer har været adskilt i ti bestande, og de ti bestande derefter igen mødes og parrer sig på kryds og tværs, så vil der genopstå en bestand på 50 dyr med et tab på kun 0,0013 % af allelerne. Man kan altså formode at en sådan bestand vil være lidt mere sund og livskraftig end en bestand der hele tiden har været på 50 dyr, og som vil have tabt 4,8 % af allelerne. Dette er ikke kun teori. Der er udført laboratorieforsøg med bananfluer der demonstrerer dette i praksis (Latter & Mulley, 1995). Her viste det sig at fluer der i mange generationer var holdt i én stor beholder, var underlegne i konkurrence med vilde fluer. Men fluer der i mange generationer var holdt i mange små beholdere, og til allersidst blandet sammen til én stor population, var overlegne i konkurrence med vilde fluer.

7.5 Genetiske varianter skæbne under tilbagegang og fremgang for bestanden

I alle bestande sker der som nævnt et stadigt tab af genetisk variation. Der må noget til for at kompensere for disse tab, og dette noget er mutationer.

Lad os se på hvor stor sandsynligheden er for at en mutation skal kunne etablere sig i en population. Vi antager at vi har en temmelig stor population, og at der i ét af individerne sker en mutation som bevirker at der opstår et nyt allel. Fog (1997b) har vist nogle beregninger af hvordan det vil gå med en sådan mutation. Der er regnet med tre forskellige muligheder:

1) Mutationen er ganske svagt skadelig, dvs. den reducerer individets overlevelseschance med 1 % 2) Mutationen er helt neutral 3) Mutationen er ganske svagt gavnlig.

Først ser vi på en situation hvor bestanden generation efter generation har samme størrelse. Her viser det sig at hvis mutationen er ganske lidt skadelig, så vil den aldrig kunne få permanent fodfæste; som regel uddør den endda hurtigt. Hvis mutationen er neutral, så vil der ske det samme. Kun i ekstremt få tilfælde (0,02 % af tilfældene) vil den stadig være at finde efter 1000 generationer. Hvis mutationen er ganske lidt gavnlig, så vil det som regel gå på samme måde; kun i 2 % af tilfældene vil den overleve. Hovedreglen er altså at i en stabil bestand kan nye mutationer overhovedet ikke vinde permanent fodfæste.

Herefter ser vi på situationer hvor bestanden vokser. Lad os f.eks. antage at bestanden fordobles for hver generation. Hvis mutationen er til stede

i ét eksemplar i generation 1, og hvis mutationen er helt neutral, så vil det mest sandsynlige antal eksemplarer af det muterede allel i løbet af generationerne udvikle sig som 1 – 2 – 4 – 8 osv. Hvis først mutationen klarer skærene i de første få generationer, så vil den hurtigt komme til at forekomme i så mange eksemplarer, at den ikke længere risikerer at blive tabt ud af bestanden. Dette gælder også hvis det nye gen er svagt skadeligt. Da vil antal eksemplarer øges som 1 – 1,8 – 3,3 – 6 osv. Dette er stadig en pæn forøgelse der hurtigt vil sikre det nye allel mod at blive tabt.

I en aftagende bestand forholder det sig modsat. Hvis f.eks. bestanden halveres for hver generation, så vil selv en mutation der er klart gavnlig og giver individet en øget overlevelseschance på 5 % (og sådanne mutationer er sjældne) ikke kunne få fodfæste under disse forhold.

Konklusionen er altså, at det der har indflydelse på om ny arvelig variation kan indfinde sig, stort set ikke har noget at gøre med om de mutationer der opstår, er gavnlige eller skadelige. Det eneste der virkelig betyder noget, er om bestanden vokser eller aftager. Hvis den vokser, vil næsten alle mutationer bevares. Det vil sige at hvis en indavlet bestand skal komme på fode igen, så er det nødvendigt at bestanden bringes til at vokse. Og hvis en bestand svinger op og ned i størrelse, så kan mutationer kun komme ind i de perioder da den vokser.

Hvis et allel som tidligere var til stede i bestanden, er lige ved at blive tabt ud af bestanden ved genetisk erosion og nu kun er tilbage i et eneste eksemplar, så vil der gælde præcis det samme som for en mutation der lige er opstået og kun er til stede i ét eksemplar.

Det vil sige at en bestand der har lidt under genetisk erosion, men som endnu har rudimenter af variation der kan bygges videre på, en sådan bestand kan ikke reddes hvis blot den bevares konstant. De alleler der allerede er blevet sjældne, vil gå tabt alligevel. Kun hvis man kan bringe bestanden til at vokse, og helst vokse temmelig kraftigt, kan de sjældne alleler der trods alt er tilbage, bevares.

Dette har nogle konsekvenser for begrebet ”gunstig bevaringsstatus”. For hvis først en bestand har lidt under indavl i nogen tid, så vil der ske en fortsat genetisk forringelse også efter at bestandens størrelse er blevet stabiliseret. Kun hvis bestanden kan bringes til at vokse, vil fortsat genetisk erosion kunne undgås. Stilstand er lig med forfald. Kun vækst kan accepteres.

7.6 Produktet af mutationsrate og bestand

I enhver bestand tabes der, som nævnt, genetisk variation i hver generation. Samtidig opstår ny variation ved mutationer. Det interessante er nu: Hvad skal der til for at der kan blive balance mellem tab og gevinst ?

Vi har set på hvor hurtigt alleler tabes ud af bestanden. Vi må altså nu se på den modsatte proces – hvor hurtigt opstår nye alleler. Man taler om en mutationsrate, som er sandsynligheden for at et bestemt allel i et bestemt individ har ændret sig (muteret) siden sidste generation. Hvis vi taler om mutationsraten for et ganske bestemt gen, så er den så vidt vides af størrelsesordenen 10^{-6} (dvs. 0,000001), svarende til at hvis vi har ½ mio. individer

med tilsammen 1 mio. eksemplarer af allelet, så vil der i gennemsnit være ét af dem som indeholder en helt nyopstået mutation.

Denne chance for gevinst skal holdes op mod risikoen for tab. Antag at den effektive bestandsstørrelse, N_e , er $\frac{1}{2}$ mio. dyr, og at vi ser på et locus hvor to alleler er til stede i bestanden. Så vil sandsynligheden for at det ene allel rent tilfældigt tabes fra bestanden i løbet af én generation som før nævnt være $1/(2N_e) = 1/(1 \text{ mio.}) = 10^{-6}$. I det tilfælde vil tab og gevinst altså ca. balancere.

Vi må nu gå videre og ser ikke blot på ét locus, men på mange loci. En stor del af disse er homozygote, dvs. der forekommer kun én allel; her er der ikke noget at miste, men der er stadig mulighed for gevinst ved mutationer. Når vi anskuer hele den arvelige variation på én gang, så bliver regnestykket derfor lidt anderledes.

Det vi skal se på, er nu hvilken andel af alle loci der er homozygote (Kimura & Crow, 1964). Antag at en bestand efterhånden er nået til en sådan andel af homozygoti, at der er ligevægt mellem tab og gevinst for hele arvemassen. Det viser sig, at homozygotien bestemmes af bestandsstørrelsen gange mutationsraten. I eksemplet ovenfor har vi f.eks. mutationsraten = 10^{-6} og bestanden = $\frac{1}{2}$ mio., og produktet af disse to tal er lig med $\frac{1}{2}$; når det er tilfældet, så vil der indstille sig en ligevægt hvor andelen af homozygoti er $\frac{1}{3}$. Dette er et ”godt” resultat, der indebærer en høj arvelig variation og god levedygtighed.

Nærmere betragtninger viser at hvis produktet af mutationsrate og bestand stiger til væsentligt over $\frac{1}{2}$, så vil graden af homozygoti snart nærme sig meget stærkt til 0, dvs. der vil være variation på næsten alle loci. Hvis derimod produktet af mutationsrate og bestand falder til væsentligt under $\frac{1}{2}$, så vil graden af homozygoti snart nærme sig meget stærkt til 1, dvs. der vil ikke være nogen som helst variation tilbage. Der er altså et ret snævert interval hvor situationen skiller imellem meget stor grad af arvelig variation og meget lille grad af arvelig variation.

Antag at vi har en bestand som ovenfor beskrevet med $N_e = 500.000$ dyr, en mutationsrate på 10^{-6} og en stor genetisk variation. Ved en pludselig katastrofe bringes bestanden gennem en snæver flaskehals, hvorefter de få overlevende dyr formerer sig op igen. Herved tabes en del genetisk variation. Hvor længe vil der gå, inden mutationer har bragt variationen tilbage, og ligevægten igen er oprettet? Svaret er at det kræver et antal generationer af samme størrelsesorden som bestandens størrelse (Siegismund, 1993). I dette tilfælde altså $\frac{1}{2}$ mio. generationer, hvilket, i tilfældet med frøer, svarer til ca. 1 mio. år. Dette er næsten lige så lang tid som det tager at producere en ny dyreart.

Hvis vi opstiller krav om at specifikke varianter af specifikke enkeltgener ikke må forsvinde ud af en bestand, så fører det altså til krav om at vi skal have op imod 1 mio. individer, og at det tager op imod 1 mio. år at nå den ønskede ligevægt. I praktisk her-og-nu naturbevaring er disse krav fuldstændig urealistiske. Vi er altså nødt til at slække på kravene.

7.7 Kriteriet om en effektiv bestandsstørrelse på 500 individer

Løsningen på problemet er at lade være med at fokusere på specifikke gener, men i stedet at se på såkaldte ”kvantitative” karaktertræk. Hermed menes karaktertræk der kan forekomme i stærkere eller svagere grad, og hvis værdi fastlægges ved samspillet mellem generne på et stort antal loci. Det kan f.eks. være dyrets benlængde, hvor mange æg der lægges per hun, eller styrken af kvækkelyden.

Det gør ikke noget at der tabes et bestemt allel der nedsætter mængden af æg, hvis der ved en mutation på et helt andet locus opstår et andet allel der kan hæve ægtalet igen. Hvis der f.eks. er 1000 forskellige mulige loci hvor en mutation ville kunne øge ægtalet, så er vi ret godt stillet. Hvis vi ser på raten ikke for ændring af et bestemt allel, men for ændring af en bestemt egenskab, så viser erfaringen at vi kan gange mutationsraten på 10^{-6} med ca. 1000 og dermed få en mutationsrate for kvantitative karaktertræk på ca. 10^{-3} per generation (Siegismund, 1993).

I øvrigt viser det sig, at sådanne ændringer i et kvantitativt træk afhænger af hvor stor en del af variationen i dette træk som skyldes tilfældige forhold i miljøet. Det kan forstås sådan at hvis der allerede er mange gener der virker ind, så vil de fleste mutationer ikke tilføje noget nyt, de vil ikke gøre en forskel. Men så længe der stadig er en betydelig variation tilbage som ikke bestemmes af de forhåndenværende gener, men af tilfældigheder i miljøet, så er der stadig mulighed for at en ny mutation giver en målelig ændring og omdanner tilfældig variation til arvelig variation. Mutationsraten på 10^{-3} omfatter kun ændringer af den hidtil tilfældige variation (Siegismund, 1993).

Vi er nu i stand til at bruge oplysningerne i forrige afsnit igen. De beregninger der gav helt urealistiske resultater, gentager vi nu, blot med en mutationsrate på 10^{-3} i stedet for 10^{-6} . Vi kan nu lave et groft regnestykke hvor vi siger at hvis der er en gevinst på 10^{-3} per generation, så er det nok til at ophæve tabene hvis $N_e = 500$, da tabene jo udgør $1/(2N_e)$ per generation, svarende til $1/1000$ per generation. Groft sagt kan vi altså have balance mellem tab og gevinst hvis $N_e = 500$ dyr (Franklin, 1980).

Vi kan også lave nogle mere avancerede regnestykker hvor vi tager hensyn til f.eks. graden af homozygoti. Nu er en bestand på 500 nok til at produktet af mutationsrate og bestand bliver $= 1/2$, og dermed, i en vis forstand, at graden af ”homozygoti for kvantitative træk” vil blive omkring $1/3$ ved ligevægt. Og hvis bestanden passerer en flaskehals, så vil det ikke længere tage 1 mio. år at genoprette ligevægten, men kun 1000 år (500 frøgenerationer).

Der er også mulighed for en beregning hvor man tager hensyn til hvor stor en del af variationen der er arveligt bestemt. Man finder typisk i en sund bestand, at kvantitative karaktertræk har en arvelighed på 50 %. Det er muligt at lave en beregning der viser, at hvis mutationsraten, udtrykt som den del af den tilfældige variation der gøres arvelig, er på 10^{-3} , og hvis $N_e = 500$, så kan graden af arvelighed bevares på et niveau af 50 % (Siegismund,

1993). Vi undgår altså en situation, hvor indavl skaber et stort antal individer som rent tilfældigt har fået stærkt afvigende karaktertræk .

Uanset beregningsmåden når vi altså frem til, at $N_e = 500$ er et rimeligt bud på størrelsen af en bestand der er levedygtig på langt sigt (hvilket vil sige ca. 1000 år).

Tallet på de 500 dyr er selvfølgelig ikke meget eksakt. Hvis der kun er 499 dyr, så mærker vi ikke nogen forskel. Men det er nødvendigt at vælge et tal og så anvende det som et mål at sigte imod, på samme måde som man vælger at definere en hygiejnisk grænseværdi og at overholde den, uanset at grænseværdien er udtryk for et temmelig arbitrært valg.

Det skal også pointeres at kravet på de 500 dyr altså netop ikke kan garantere bevarelse af specifikke alleler. Hvis en bestand igennem en million år har ligget på en million individer, så indeholder den en stor arvelig variation med specifikke gener, og denne variation kan ikke bevares hvis bestanden sænkes til 500 dyr. Det er kun det kvantitative aspekt af variationen der kan bevares, ikke det kvalitative.

7.8 Kriteriet om en effektiv bestandsstørrelse på 50 individer

Vi kan starte med at have en bestand med $N_e = 500$ dyr i genetisk ligevægt, og så se på hvad der sker hvis bestandens størrelse pludselig falder. Nu brydes den genetiske ligevægt, og der sker et tab af alleler indtil der opstår en ny ligevægt på et lavere niveau. Hvis f.eks. vi kommer ned på $N_e = 50$, så kan vi beregne at der opstår en ny ligevægt hvor det ikke længere er 50 % af variationen i kvantitative karaktertræk der er arvelig, men kun 9 %, hvilket er meget lidt. Jo mindre bestanden er, jo hurtigere sker dette fald. Der gælder stadig at det antal generationer det tager for en ny ligevægt at indstille sig, er ca. = antallet af individer. Mere præcis angives det at med 50 dyr vil graden af indavl forøges med ca. 1 % per generation, og da vil en ubærlig grad af indavl blive nået i løbet af ca. 90 generationer (Lehmkühl, 1984).

Når tabet af genetisk variation foregår så hurtigt, så kommer et nyt aspekt ind i billedet. I afsnit 7.3 forklarede jeg om recessive skadelige alleler. Det blev forklaret af at ved indavl vil det relativt ofte ske at samme skadelige recessive allel bliver arvet fra begge forældre; den skjulte ballast af skadelige gener vil blive ”trukket frem i lyset” og give sig til kende. Hvis dette blot sker lidt efter lidt, kan der nå at ske en udsortering; individer med dobbelt besætning af skadelige alleler dør uden at efterlade sig afkom, med den konsekvens at for hver ny generation vil andelen af skadelige alleler aftage lidt. Denne langsomme frasortering, generation efter generation, vil føre til at hyppigheden af recessive skadelige alleler efterhånden nærmer sig til nul. Der kan således foregå en ”rensning” for skadelige gener som med tiden gør det muligt for en bestand at overleve, selv om den er blevet stærkt indavlet.

Så længe graden af indavl ikke øges med mere end ca. 1 % per generation, så er der tid nok til at denne rensningsproces kan foregå. Men hvis indavlen øges med mere end 1 % per generation, så kan ”rensningen” ikke nå at følge med. Bestanden når at blive indavlet inden de recessive skadelige

alleler er sorteret fra; i stedet vil der ske det at ved tilfældige hændelser vil gode alleler tabes ud af bestanden, og skadelige alleler bevares. Bestanden vil med stor sandsynlighed ophobe skadelige gener med det resultat at den uddør (Franklin 1980, Lehmkuhl 1984, Siegmund 1993).

Tabet per generation er som før nævnt $1/(2N_e)$, og dette tal bliver netop 1 % hvis $N_e = 50$. Under dette niveau vil tabet af genetisk variation altså ske så hurtigt, at bestanden "snubler" i farten ned ad bakke og lider permanent skade inden der overhovedet når at indstille sig en ny genetisk ligevægt på et lavere niveau. Den vil simpelt hen uddø. Dette vil selvfølgelig ikke ske øjeblikkeligt, men først i løbet af et antal generationer.

Hvis kriteriet $N_e = 50$ dyr er opfyldt, så vil bestanden slippe for så hurtig indavl, at den "snubler i faldet". Men det må betones at dermed undgås kun den mest akutte fare. Som før nævnt vil en ubærlig grad af indavl nås i løbet af ca. 90 generationer. Vi har altså kun en tidsfrist på 90 generationer inden bestanden skal være steget igen til op imod 500 dyr. De 50 dyr er altså en grænse som kun lover os en midlertidig tidsfrist. De 500 dyr er derimod en grænse som lover os at den genetiske variation for kvantitative træk vil stabilisere sig på langt sigt.

Det skal i øvrigt understreges at det samlede antal individer, N , som regel er mindst dobbelt så stort som N_e . Det vil sige at kriterierne $N_e = 50$ og $N_e = 500$ svarer til at N mindst er hhv. 100 dyr og 1000 dyr.

7.9 Overlevende små bestande er særlig vigtige at bevare

Hvis det lykkes at få nogle ret indavlede bestande med hver f.eks. $N_e = 50$ på fode igen, så har de overlevende bestande en ganske særlig bevaringsinteresse. Sådanne bestande vil nemlig have gennemgået en "rensingsproces" som beskrevet ovenfor, dvs. at mange skadelige alleler vil være sorteret fra. Hvis de overlever og senere får mulighed for at krydse sig med andre lignende bestande, så vil krydsningerne kunne give ophav til særdeles sundt afkom, der måske endog vil være overlegne i forhold til dyrene i bestande der hele tiden har været store. Netop dette kan være foregået i det eksperiment med bananfluer der blev omtalt i afsnit 7.4.

Det vil således være helt forkert at konkludere at hvis først en bestand har været udsat for indavl, så er den egentlig ikke længere værd at bevare. Tværtimod, den har særlig stor betydning, forudsat at den med tiden kan bringes til at krydse sig med andre bestande.

7.10 Migration imellem bestande

Det er almindeligt at padder yngler i veldefinerede vandhuller som er adskilt fra hinanden af uegnede områder. De fleste individer vil livet igennem være tilknyttet ét bestemt vandhul, men nogle få individer vil vandre bort fra det ene og hen til det andet. Spørgsmålet er nu: hvor tit skal der ske en sådan migration imellem to bestande, for at man kan sige at der i realiteten er tale om én sammenhængende bestand ?

Beregninger af de genetiske konsekvenser af migration viser at det afgørende ikke er hvor stor en procentdel af dyrene der migrerer, men derimod antallet af dyr der migrerer. Vi taler her om det antal dyr der migrerer og som faktisk bidrager til næste generation i den bestand de har opsøgt. Beregninger viser at hvis blot dette antal er oppe på ét dyr per generation, så er det nok til at skabe en væsentlig udveksling af arvemateriale imellem de to bestande – altså nok til at forebygge indavl. Vi kan altså sige at hvis kriteriet om en migrant per generation er opfyldt, så kan vi opfatte systemet som én samlet bestand med to delbestande.

Dette betyder at vores krav om $N_e = 50$ eller $N_e = 500$ ikke er så svære endda at opfylde. Hvis blot vandhullerne i et landskab ligger tæt nok til at enkeltindivider jævnlige når fra det ene til det andet, så kan alle vandhullerne regnes med til samme ynglebestand. Hvis f.eks. frøerne i ti vandhuller med hver $N_e = 50$ er i kontakt med hinanden, så er kravet om $N_e = 500$ opfyldt. At genskabe kontakt imellem bestande der er blevet isoleret fra hinanden vil altså være en meget effektiv metode til at få opfyldt kriterierne.

7.11 Begrebet uddøningsvortex

Inden for bevaringsbiologien taler man om at uddøen kan være enten en deterministisk proces eller en stokastisk proces. Det første kan f.eks. være hvis padders ynglevandhul bliver udsluttet; så må de nødvendigvis uddø på det sted. Det andet har at gøre med tilfældige variationer. Her har man et begreb der hedder en uddønings-vortex, hvilket vil sige en slags ond cirkel (Gilpin & Soulé, 1986). Vi kan opregne et antal forhold som er forbundet med fare for en bestands overlevelse: lille udbredelsesområde; lille bestandsstørrelse; store udsving op og ned i bestandsstørrelse; isolation og opsplitting i adskilte bestande; ringe genetisk variation; reduktion i levestedets areal; ændring af levestedets kvalitet; og ugunstige vejrepisoder. Man kan forsøge at analysere hver af disse for sig og f.eks. opstille kriterier for hvilke vejr-situationer bestanden kan overleve. Men dette fortæller ikke alt. Pointen i begrebet uddønings-vortex er at alle disse forhold spiller sammen.

Hvis f.eks. klimaet forværres, så vil en tidligere sammenhængende udbredelse blive splittet op i adskilte bestande. Disse kan hver for sig blive så små at der sker en genetisk erosion. Den kan så igen bevirke at arten bliver dårligere til at tilpasse sig ændringer i miljøet, og bliver mere kræsen. Den større kræsenhed betyder så igen at den indskrænkes til kun at leve på ganske små pletter med helt ideelle forhold. I de endnu mindre bestande her vil dyrenes "fitness" gå yderligere ned på grund af forstærket genetisk erosion. Artens naturlige tilvækstrate vil gå ned, dvs. der sker mindre opformering end før i gunstige perioder. Der bliver ikke længere et overskud af individer der vandrer ud og mødes med nabobestandene, dvs. graden af isolation bliver mere total, og indavlen bliver mere intens. Dyrene bliver så svage at de i visse år slet ikke yngler. Til sidst bliver dyrene så svækkede at en helt tilfældig lille episode udrydder de sidste.

I ovenstående scenarie vil man umiddelbart sige at det er den tilfældige episode til sidst der udrydder dyrene. Men det er forkert at sige sådan.

Man kan ikke udnævne en bestemt årsag. Den gradvise uddøen er en proces, hvor bestanden ”skruer sig selv ned” igennem denne uddønings-vortex.

8. Undersøgelser af indavls-depression hos padder

8.1 Indledende bemærkninger

Det foregående kapitel var baseret på teoretiske betragtninger. Man kan mene at dette er af begrænset interesse, så længe vi ikke ved om teorien nu også stemmer overens med praksis.

Der er udført eksperimenter i laboratorier, eller i kombinationen laboratorie-felt, for at påvise effekten af indavl i praksis. Men der er meget få eksempler på undersøgelser af virkningen af indavl i naturlige bestande. Når det gælder planter, findes der nogle få undersøgelser af frøsætning. Men når det gælder vildtlevende dyr findes der mig bekendt stort set kun undersøgelsesresultater ét sted fra – nemlig undersøgelser af padder i Danmark.

I det følgende omtales først et enkelt eksempel på faldende levedygtighed i vores mindste bestand af klokkefrøer, og derefter mere systematiske undersøgelser af et antal løvfrøbestande. Det dokumenteres her at i mange af disse bestande er levedygtigheden nedsat i forhold til det normale. Indtil videre er der ikke noget bevis for at denne nedsættelse skyldes indavl. Men eftersom nedsat levedygtighed er konstateret i 10 ud af 11 små isolerede løvfrøbestande i Sydøstdanmark, men kun i 1 ud af 23 løvfrøbestande i Skåne som ikke er nær så indavlede, så må det anses for sikkert at der også i naturen er en sammenhæng mellem indavl og levedygtighed.

8.2 Klokkefrøerne på Hjortø

Hjortø er en ø på 89 ha i Det sydfynske Øhav. Sidst i 1940'erne fandtes klokkefrøen i alle vandhuller på øen. I de seneste årtier har situationen været som følger (Briggs, 1999). I begyndelsen af 1980'erne var der ca. 50 frøer i alt (løst skøn) i 3 vandhuller. Antallet faldt gradvis i årene efter. I 1987 og 1990 foregik kunstigt opdræt og udsætning, hvorved bestanden voksede. Den toppede med 80 dyr i 1993. Men fra 1992 og frem var der ingen ynglesucces, og bestanden holdt sig kun i kraft af høj årlig overlevelse for de voksne dyr. I vinteren 1995/96 døde over halvdelen af de tilbageværende dyr, og der skete yderligere et fald til kun 7 dyr i 1997 og 4 dyr i 1998. I 1998 blev der igen foretaget kunstigt opdræt for at redde bestanden, og det lykkedes at skaffe afkom fra alle fire dyr (2 hanner og 2 hunner). Aktuell situation i 2000 var en bestand på ca. 7 dyr.

Fra 1987 og frem har bestanden stort set kun levet i ét vandhul på øen. Tilstanden i dette vandhul har været rimelig, men ikke optimal. Vi kan ikke forklare hvorfor der var stor ynglesucces i 1990, ganske lille ynglesucces i 1991, og derefter slet ingen yngel. Der er gravet og oprenset en del supplerende vandhuller på øen, men frøerne har ikke formået at kolonisere disse ved egen kraft, og frøer udsat i disse vandhuller har ikke ynglet.

Der foreligger oplysninger om resultaterne af opdræt i 1987 og 1990 (Briggs, 1993) samt 1998 og 2000. Disse er vist i tabel 8. Man ser at i 1987

og 1990 udviklede de indsamlede æg sig ret normalt; i nogle kuld blev omkring 97 % af alle æggene til sunde frøer. Der var dog også et kuld med meget dårlig overlevelse; dette kuld blev opdrættet i store bassiner med cirkulerende vand, der også passerede igennem andre bassiner med kuld fra andre lokaliteter. I dette system opstod desværre en infektion med parasitiske flagellater. Denne infektion dræbte ca. 90 % af alle haletudser i et Hjortø-kuld, mod maximalt 60 % af haletudserne i kuld fra andre lokaliteter. Noget kunne således tyde på nedsat modstandsdygtighed mod infektioner hos dyrene fra Hjortø.

Tabel 8. Resultatet af opdræt af klokkefrøæg fra bestanden på Hjortø. Det angives hvor mange % af æggene der klækkede, og hvor mange % af æggene der gennemførte udviklingen helt frem til nyforvandlet frø. 1990a angiver æg opdrættet i akvarier i stillestående vand. 1990 b angiver æg opdrættet i cirkulerende vand, hvor de blev inficeret med sygdom.

År	Antal kuld	Antal æg	% klækket	% gennemført
1987	6	695	93	87
1990a	4*	813	99	97
1990b	1	516	99	9**
1998	3	ca. 620	ca. 90	ca. 84
2000	7	ca. 500	ca. 50	ca. 45 ***

* Eksklusive et kuld på ca. 100 æg som var ubefrugtede.

** Lav overlevelse skyldes infektion

*** Udbyttet af normalt udviklede frøer var dog kun ca. 23 % af æggene.

I 1998 var der så kun 2 hanner og 2 hunner tilbage. Der blev opnået 3 ægkuld i alt fra disse dyr, og de bidrog alle hertil. Nu var klækningsprocenten lidt lavere end et årti tidligere. Gennemførelsesprocenten var i det største og bedste kuld 88 %, mens den i det mindste og dårligste kuld var helt nede på 67 %, hvilket absolut tyder på en svækkelse.

Opdrættet i 2000 er foregået i fangenskab på August Krogh-instituttet i København på basis af dyr der blev til i 1998. Det lykkedes at opnå 7 ægkuld (et flot resultat fra et så spinkelt materiale af dyr), men omkring halvdelen af alle æggene klækkede ikke. Dertil kom at i et kuld døde næsten alle haletudser, og i et andet kuld blev haletudserne ganske vist til frøer, men disse frøer var alle misdannede. Det er således tydeligt at der nu er usædvanligt store problemer med levedygtighed.

Vi kan indtil nu ikke bevise at disse problemer skyldes indavl. Men vi kan konstatere at bestanden har været igennem et forløb som må forventes at give indavl, og at de symptomer der kunne frygtes at ville opstå, faktisk er opstået. Eksemplet med klokkefrøerne på Hjortø er altså lige netop et eksempel på hvad det er det gælder om at undgå.

Det er værd at bemærke sig følgende: 1) Bestanden har indtil for nylig konstant været ret stor (30-50 dyr), men den har været isoleret i mange år. 2) Andre bestande, som har klaret sig bedre, har været nede på lavere antal end dette, men har ikke i så lang tid været isoleret i et så lille område. 3)

Trods rimelig tilstand i ynglevandhullet har de igennem en ret lang årrække slet ikke produceret yngel. 4) De har vist meget ringe evne til at kolonisere nye vandhuller. 5) På et tidligt tidspunkt var der allerede tegn på nedsat modstandskraft over for infektioner. 6) I kuldene fra 1998 og 2000 er set forskellige former for misvækst og misdannelse.

Specielt vil jeg fremhæve at længe før end der kan konstateres sikre tegn på nedsat levedygtighed, har der vist sig andre problemer, nemlig at frøerne ikke ville yngle, uden påviselig grund, og at de ikke har formået at kolonisere nabovandhuller. Jeg vil fremsætte den ubeviste hypotese, at disse fænomener har at gøre med indavl. Hvis det er rigtigt, så ville klokkefrøbestanden på Hjortø altså være uddød allerede inden det kom så vidt at vi kunne nå at se en utvetydig indavlsdepression. Det er kun fordi bestanden er holdt i live med opdræt, at vi overhovedet er nået så langt at indavlsdepression er indikeret. Den nytte, vi har opnået ved det udførte opdræt, er at få en antydning af hvad der er gået galt, i stedet for blot at måtte konstatere at bestanden uddøde "af sig selv" uden påviselig grund.

Strategien fremover vil i øvrigt være at der på Hjortø fortsat udelukkende opdrættes og udsættes yngel af Hjortø-afstamning. Dette vil foregå inden for rammerne af LIFE-projektet, der slutter i 2003. Derefter skal bestanden kunne klare sig selv. Hvis den ikke kan det, så vil vi lade den uddø, for at have et eksempel på at trods fine forhold – nygravede vandhuller etc. – kan bestanden ikke klare sig. Dette vil i så fald være et eksempel på at en bestand faktisk kan uddø i naturen *på grund af* indavl. Veldokumenterede eksempler på noget sådant kendes i øvrigt ikke. Der vil blive opbevaret vævsprøver til kommende DNA-analyse, således at genetiske undersøgelser af "uforurened" Hjortø-dyr fortsat vil være mulige.

Foruden dyrene på Hjortø eksisterer der dyr med en blanding af gener fra Hjortø, Ærø og Avernakø. Nogle af disse indeholder ca. 75 % Hjortøgener. Opdræt fra disse dyr udsættes i disse år på Birkholm. Hvis de viser sig at være sunde og trives, og hvis bestanden på Hjortø uddør, så vil der senere blive udsat afkom af disse dyr på Hjortø. Formålet hermed vil i så fald være at vise om levevilkårene på Hjortø faktisk er OK til klokkefrøer, og at den oprindelige bestands uddøen altså ikke kan forklares af eventuelle ukendte miljøforhold.

8.3 Undersøgelse af indavls-depression hos løvfrøer: metode

I 1988 var løvfrøen tæt på at uddø på Sjælland, og for at redde de sidste bestande blev der indsamlet og opdrættet æg. Dette gav nogle erfaringer om at trods den bedst mulige pasning var der en del æg som ikke udviklede sig. Det blev formodet at dette kunne skyldes indavls-depression, og for nærmere at undersøge dette, fortsatte opdrættet frem til 1998.

Da resultaterne var interessante, blev det besluttet også at undersøge løvfrøer på Lolland efter de samme kriterier. Dette arbejde blev påbegyndt i 1998, og fortsætter stadig. På Lolland har der overlevet usædvanlig mange isolerede, små bestande; dette gav mulighed for at undersøge om det er al-

mindeligt eller ualmindeligt at se tegn på indavls-depression i sådanne bestande.

Dette arbejde med opdræt af danske løvfrøer er udført af Kåre Fog. Samtidig (i 1989-93) har svenskeren Per Edenhamn indsamlet og opdrættet æg fra nogle af de meget store løvfrøbestande i Skåne (Edenhamn, 1996). Formålet var også her at se efter tegn på indavls-depression, og da opdrættet er udført efter ret tilsvarende linjer, kan resultaterne sammenlignes.

Typisk sker undersøgelsen som følger: Ved at kigge efter på vandplanterne, findes ægklumper. Da disse klækker i løbet af ca. 4 dage, skal vandhullet eftersøges mindst ca. hver 4. dag igennem hele sæsonen. Æggene transporteres til et opdrætscenter og lægges i akvarier til de klækker. Døde æg sorteres fra og optælles, mens klækkede larver overføres til andre akvarier. Her opdrættes de til lige før forvandlingen til frø, og sættes ud igen i det stadium. Antallet af udsatte sunde haletudser regnes ud i % af antallet af indsamlede æg.

I den svenske undersøgelse undersøgtes graden af heterozygoti ved at undersøge enzymer i vævsprøver. Resultatet var at heterozygotien var særlig lav, dvs. der var meget lidt genetisk variation. I den danske undersøgelse er der taget vævsprøver af et stort antal haletudser, sådan at det senere vil blive muligt at analysere DNA og dermed undersøge graden af genetisk variation.

8.4 Løvfrøerne på Sydsjælland

Når man optæller bestande af løvfrøer, så er det normalt ikke muligt at optælle hunnerne. Bestanden størrelse angives derfor blot som antal kvækkende hanner i yngletiden.

På Sjælland har løvfrøen kun med nød og næppe overlevet i nogle små isolerede bestande ved Vordingborg og Præstø. Bestandens forhistorie er som følger (Fog, 1998):

Bestanden ved Vordingborg har været isoleret siden 1960'erne og har siden 1980 været begrænset til en enkelt lille mergelgrav. Her har bestanden ligget på 6-10 hanner frem til og med 1987, og derefter et fald ned til kun 1 han i 1989. Faldet skyldtes forringelse af levestedet. Kunstigt opdræt startede i 1988, men ikke førend 1989 gav det et godt udbytte, således at en stor del af alt afkom har en og samme stamfar. Dyrene er genudsat i den oprindelige mergelgrav samt to andre steder i omegnen. Sideløbende er et stort antal vandhuller gravet eller forbedret. Den samlede bestand er gravis steget og har siden 1998 ligget på over 60 hanner.

Ved Præstø lever frøerne i et fredet overdrevsområde. Siden ca. 1950 har bestanden været isoleret i et enkelt stort vandhul. Frem til 1986 har den ligget ret konstant på mellem 50 og 100 hanner. På grund af dårlig vandkvalitet m.m. gik ynglesuccesen ned; bestanden faldt til ca. 5 hanner i 1989, men voksede hurtigt igen og har været oppe på 180 hanner i 1998, med et efterfølgende moderat fald.

Da bestanden var nede på 5 hanner i 1989, blev opdræt påbegyndt. Samtidig startede forbedring af vandhullet, og senere er i alt 8 vandhuller i området blevet gravet eller forbedret.

Hvordan æggene har udviklet sig igennem disse år, fremgår af tabel 9. Det skal understreges, at kun i de første år skete opdrættet for at redde bestandene. I årene efter er opdrættet sket specifikt med det formål at undersøge mulige effekter af indavl.

Tabel 9. Resultatet af opdræt af løvfrøæg fra to bestande i Sydsjælland. Det angives hvor mange % af æggene der klækkede, og hvor mange % af æggene der gennemførte udviklingen helt frem til nyforvandlet frø. 0 betyder at ingen æg blev indsamlet det år. - betyder ikke undersøgt det år.

År	Vordingborg		Præstø	
	Antal æg i opdræt	% gen- nemført	Antal æg i opdræt	% gen- nemført
1989	797	70.3	?	ca. 45
1990	217	36.9	107	50.5
1991	1595	78.0	945	54.6
1992	247	-	106	78.3
1993	0	-	892	77.8
1994	450	63.5	268	72.8
1995	562	31.1	1352	65.0
1996	486	86.2	445	73.5
1997	570	81.6	3685	80.5
1998	378	51.3	0	-
Gnmsn.		66.6		

De fede tal i tabellen angiver hvor mange % af æggene der gennemførte udviklingen helt frem til det stadie hvor haletudserne kunne udsættes.

Når det gælder æggene fra Vordingborg-bestanden, så ses der ikke nogen langtidstendens. Gennemsnittet for alle årene ligger på 67 % gennemførelse, hvilket er et ret lavt tal, jvf. situationen på Hjortø.

Når det gælder æggene fra Præstø-bestanden, så er resultaterne noget anderledes. Lige efter et kraftigt fald i bestanden var den andel af æggene der gennemførte udviklingen, reduceret til et meget lavt niveau: Ca. 45 % i 1989, og ca. 53 % i gennemsnit for 1990 og 1991, stigende til et gennemsnittet for årene 1992-96 på 70 % gennemførelse, og videre til 80 % i 1997. Den stigende tendens er signifikant. Tilstanden har altså "rettet sig", og med hensyn til yngelens sundhed har Præstø-bestanden indtil nu ca. nået samme niveau som Vordingborg-bestanden.

At Præstø-bestanden har forbedret sin tilstand igennem årene, tyder på at der i 1989 stadig var en del genetisk variation tilbage, og at denne variation var tilstrækkelig til at der var dårlige gener der kunne sorteres fra, og gode gener der kunne bevares. En mulig fortolkning af det vi ser her, er at vi

ser den genetiske ”rensingsproces” i funktion. At Vordingborg-bestanden derimod ikke har forbedret sin tilstand, tyder på at der i 1989 var meget lidt arvelig variation tilbage – ikke mærkeligt, da hovedparten af dyrene nedstammer fra kun én han, mod 5 hanner i den anden bestand.

8.5 Løvfrøerne på Lolland

Løvfrøens forekomst på Lolland blev kortlagt første gang i 1981, da den blev fundet i over 100 vandhuller. Ti år senere, i 1991, kunne konstateres en voldsom tilbagegang hvor mange tidligere sammenhængende forekomster nu var blevet splittet op. Det år begyndte en intensiv redningsindsats ved at et stort antal vandhuller blev rensset op; indsatsen er fortsat siden. Som resultat af dette har løvfrøen overlevet i mange af de små bestande der var blevet isoleret i 1991. Adskillige bestande der var så langt nede som 2 eller 3 hanner, har overlevet blot i kraft af at deres vandhul blev rensset op i sidste øjeblik.

Der blev ikke i første omgang gjort forsøg på at opdrætte løvfrø yngel på Lolland; kun nogle få steder er der dog alligevel i visse år lavet lidt opdræt for at hjælpe truede bestande. Men fra 1998 og frem foregik opdræt i stor skala med det formål at undersøge om der er tegn på indavls-depression.

Der foreligger indtil nu oplysninger om yngelens sundhedstilstand fra 9 af de lollandske forskellige bestande. Nogle af disse er dog endnu ikke færdig-undersøgt. Ved fortsatte undersøgelser vil der blive mulighed for at skaffe oplysninger om yderligere 3 bestande, således at i alt 12 indbyrdes isolerede bestande bliver undersøgt.

Resultaterne indtil nu fremgår af tabel 10.

*Tabel 10. Resultat af opdræt i ni løvfrøbestande på Lolland. - betyder ikke registreret. * betyder at tallet er signifikant lavere end 95 %. De resultater der er sikrest funderede (baseret på adskillige kuld) er vist med fede typer.*

Bestand	År	% klækket	% gennemført
E	1998	92.4*	64.3*
F	2000	97.3	84.1*
H	1998	0.9*	0.6*
H	1999	97.4	78.2*
H	2000	76.3*	51.2*
J	1994	100.0	100.0
J	1995	100.0	98.8
K	1994	99.8	98.2
K	1995	81.1*	79.2*
K	1999	73.2*	40.4*
L	1998	69.7*	45.3*

M	1999	93.1	81.4*
M	2000	89.9*	81.4*
Q	1998	92.0	66.7*
Q	1999	94.0	64.9*
S	1993	-	85.3*

Nogle af tallene i tabellen er gennemsnit af ret mange kuld og giver derfor relativt sikre tal. De er vist med fede typer. De øvrige er baseret på ret få æg eller få kuld og er derfor mere usikre.

Alle de bestande der er vist i tabel 10 er ret små og isolerede. De har alle kun overlevet i et eller to vandhuller. Af de 9 bestande har de 8 på et tidspunkt været nede på under 10 hanner, og adskillige har været helt nede på højst 3 hanner.

I helt sunde bestande kan man forvente at mindst 95 % af æggene vil gennemføre udviklingen. Med stjerne er markeret de resultater der ligger signifikant under 95 %, og man ser at det er en meget stor del af dem. Det generelle billede er altså nedsat sundhed. Den værste situation er registreret i bestand H i 1998, hvor et enkelt stort kuld på over 500 æg kun gav 3 sunde haletudser. Man også i andre tilfælde er sundheden ganske lav. I bestand L var der f.eks. kun 45 % af æggene som gennemførte udviklingen; dette var et gennemsnit for 4 ægkuld.

Indavl kan også forventes at nedsætte kuldstørrelsen. Der er tegn på dette i to bestande, men sikre oplysninger er meget vanskelige at skaffe.

8.6 Resultater for sunde løvfrøbestande

Som tidligere nævnt er der genetableret en løvfrøbestand ved Århus ved opdræt af løvfrøæg indsamlet i et område syd for Vejle. På det tidspunkt var bestanden ved Vejle på 200-300 kvækkende løvfrøhanner, fordelt på 38 vandhuller. Det er noget helt andet end de hidtil omtalte bestande, hvoraf de fleste var nede på under 10 hanner, og som alle kun har overlevet i 1 eller 2 vandhuller.

Over tre år skete der opdræt fra i alt ca. 6.000 æg. Der er ikke gjort nogle notater om dødelighed, da det ikke dengang forekom at være interessant. Det kan efterfølgende blot siges at dødeligheden var så lille at den ikke blev bemærket, og at mindst 95 % af æggene blev til sunde dyr.

I Skåne er der indsamlet løvfrøæg i 23 forskellige vandhuller. Nogle af disse vandhuller ligger i centrum af endog meget store løvfrøforekomster. Der er i alt undersøgt 54 forskellige kuld. Det gennemsnitlige resultat for disse er at 97,5 % af æggene klækkede, og at 95,4 % i øvrigt også gav ophav til sunde larver.

Nærmere analyse viste at æggenes klækningsprocent ikke viste nogen sammenhæng med mængden af løvfrøer i omegnen; men den andel af de klækkede larver der var *sunde*, viste en sådan sammenhæng. Hvis antallet af løvfrøhanner inden for en 12 km radius var på 1000 hanner eller derover, så var det altid højst 2 % af de klækkede larver der døde. Men hvis antallet af

hanner i omegnen var lavere end dette, kunne dødeligheden for larverne stige til op omkring 5 %, og i et enkelt tilfælde op til 15 %.

Hvis vi definerer at en gennemsnitlig overlevelse på 85 % eller derunder er tegn på nedsat levedygtighed, så kan vi konstatere at dette har været observeret i kun 1 ud af 23 vandhuller i Skåne, men i 10 ud af 11 bestande i Sydøstdanmark.

Ser vi på de enkelte kuld, så konstaterer vi at 83 % sunde larver – det dårligste af alle resultater i Skåne – kun en enkelt gang er set bedre i Vordingborg-bestanden, og ikke en eneste gang i Præstø-bestanden. Hovedparten af resultaterne fra Lolland ligger også under dette niveau.

Ser vi på æggenes klækningsprocent, så lå den konstant i nærheden af 97-98 % i de skånske æg, også i de svageste kuld. Men en så høj klækningsprocent er aldrig på noget tidspunkt opnået i Sydsjælland, og kun i 5 ud af 15 undersøgelser på Lolland.

Resultatet er altså at yngelens levedygtighed i de fleste af de meget små bestande på Sjælland og Lolland er betydeligt nedsat i forhold til hvad der ses i store bestande (Vejle og Skåne).

8.7 Diskussion af resultaterne

Det er svært at sige sikkert om den nedsatte levedygtighed af yngelen i de små bestande nu også skyldes indavl. Der kunne vel tænkes andre forklaringer. Det eneste vi kan sige sikkert indtil nu, er at de studerede bestande har været så små at der på forhånd kunne forventes betydelig indavlsdepression, og at resultaterne er i overensstemmelse med dette. Hvis nogen skulle finde på at indvende at de teoretiske beregninger i kapitel 7 nok ikke har ret meget med virkeligheden at gøre, og at vi jo ikke ser tegn på svækkelse i naturen, så har disse personer ikke ret. Vi ser faktisk tegn på svækkelse i naturen. Dette kan tages som en slags gult advarselslys. Der er tegn på problemer her. Vi må hellere tage problemerne alvorligt og undersøge dem nærmere.

Hvis vi kunne bevise mere sikkert, at der faktisk er tale om indavlsdepression, så ville der være tændt et rødt advarselslys.

Spørgsmålet er nu: Hvordan skulle det kunne lade sig gøre at bevise at der er tale om virkningen af indavl? Ideelt set burde der foretages kontrollerede krydsninger og tilbagekrydsninger. Hvis dette skulle foretages under laboratorieforhold, så ville det støde på mange vanskeligheder. Det kan godt lade sig gøre at få både klokkefrøer og løvfrøer til at yngle i fangenskab, men kun såfremt der indsprøjtes kønshormoner i dyrene. Da de parametre der skal undersøges, er antallet af æg og æggenes levedygtighed, så kunne der stilles kritiske spørgsmål ved om disse parametre påvirkes af hormonbehandlingerne. Opdrættet af klokkefrøer på August Krogh Instituttet i 2000 er netop sket med hormonindsprøjtninger under sådanne forhold som der i givet fald ville blive tale om. Såfremt man vælger at afskrive resultaterne af dette opdræt som havende nogen relevans, så siger man samtidig at man ikke accepterer laboratorieundersøgelser af indavl hos frøer.

I stedet kunne man foretage krydsninger under feltforhold. Det indebærer dog de samme problemer. Vore erfaringer med klokkefrøer viser at hvis en frø er opdrættet i ét vandhul, så er det svært at få den til at yngle "af sig selv" i et andet vandhul. Det gælder også for hannerne. Ønsker man at opnå dette i et større antal dyr, så kan dette kun lykkes, hvis man sprøjter kønshormoner ind i dyrene. Det betyder at uden kunstige indgreb (hormoner) kan man ikke krydse frøer fra forskellige bestande. Hvis man ikke accepterer hormonbehandling, så siger man samtidig at man ikke accepterer undersøgelser af indavl hos frøer på denne måde.

Tilbage er en tredje mulighed. Nemlig at nyopdrættede frøer der nedstammer fra forskellige bestande udsættes i de samme vandhuller og vokser op sammen. Når de bliver voksne, vil de krydse sig helt naturligt, omend ikke under kontrollerede forhold. Ulempen ved denne mulighed er at den kræver plads, og at hvert nyt eksperiment fører til etableringen af en ny kunstig bestand.

Alligevel er der faktisk startet et sådant eksperiment i fuld-skala. Det består i at der er gravet eller forbedret 30 vandhuller på Antvorskov militærterræn ved Slagelse (hvor løvfrøen uddøde for mange år siden). Igen gennem årene 1994-98 er der opdrættet og udsat haletudser fra de to bestande i Sydsjælland, ca. 1000 fra Vordingborg og ca. 2000 fra Præstø. Herved er der skabt en blandingsbestand hvor frøer af forskellig oprindelse krydser sig med hinanden. Da det er meget usandsynligt at præcis de samme gener er gået tabt for begge bestande, vil krydsning skabe afkom med mere genetisk variation end i de oprindelige bestande. Såfremt det nu viser sig at blandingsfrøerne har større livskraft end de rene linjer, så vil det udgøre det bedste bevis der kan opnås i praksis på at vi faktisk har at gøre med indavlsdepression.

Foreløbig går projektet efter planen. I 1996 kvækkede de første løvfrøhanner i det nye område, og de begyndte også snart at yngle naturligt. I 2000, 2 år efter den seneste udsætning, er den nye bestand nået op på ca. 200 hanner, hvilket især kan tilskrives naturlig ynglesucces i området. Dette er en flot stigning i betragtning af der i de to oprindelige bestande tilsammen kun kvækkede ca. 125 hanner i 2000. Foreløbig ser det altså ud til at blandingsfrøerne virkelig er relativt livskraftige. Om nogle frø-generationer, når generne er blevet "rystet godt sammen", vil vi så undersøge sundheden i æg fra Slagelse og sammenligne med æg fra Vordingborg og Præstø (der mangler dog endnu en finansieringskilde for disse påtænkte undersøgelser).

Det er altså omstændeligt at bevise at den nedsatte levedygtighed virkelig har at gøre med indavl, selv om der i visse tilfælde er tale om temmelig markante effekter. Endnu sværere er det at bevise at der er tale om effekten af indavl når livskraften er nedsat på endnu mere indirekte måde. I eksemplet fra Hjortø anførte jeg flere mulige effekter, nemlig nedsat modstandskraft over for infektioner, nedsat tilbøjelighed til at yngle, og nedsat evne til at kolonisere nabovandhuller. Sådanne effekter vil i praksis i naturen have ganske stor betydning, især hvis der er tale om små truede bestande som man gerne vil have til at formere sig og sprede sig.

Der er tegn på noget lignende i løvfrøbestandene på Lolland, nemlig når det gælder formeringsraten og evnen til at kolonisere nye vandhuller. Det fremgår hvis man sammenholder oplysningerne om yngelens sundhed med oplysninger om hvordan disse bestande klarer sig ude i naturen. Dette gøres i tabel 11.

Tabel 11. Sammenligning mellem yngelens sundhed i løvfrøbestande på Lolland og hvordan de samme bestande trives i naturen.

Gnmførs. % = Gennemførelsesprocenten fra æg til udsætningsmoden haletudse, gennemsnit hvor hvert års resultat tæller lige meget.

Kuldstørr. = angivet som reduc. hvis der er tegn på reduceret kuldstørrelse.

Ratio 1998/92 = Antal hanner 1998 delt med antal hanner 1992, dvs. den faktor hvormed bestanden er vokset over 6 år.

Kolonisering = Kolonisering af nabovandhuller. ++ = effektiv kolonisering af flere vandhuller. + = mere sparsom kolonisering. (+) = enkelte kvækkende hanner i nabovandhuller, men kolonisering her er ikke slået an. 0 = Ingen frøer hørt i naobovandhuller på noget tidspunkt.

Rk.	Bestand	E	F	H	J	K	L	M	Q	S
1	Gnmførs. %	64	84	43	99	73	45	81	66	85
2	Kuldstørr.								reduc.	
3	Ratio 1998/1992	ca. 7	2-3	1	80	0.2	2.2	c. 8	2	ca. 3
4	Kolonisering	+	++	(+)	++	(+)	(+)	(+)	0	+

Tabel 11 anfører oplysninger for de bestande der er markeret med bogstaver for oven. I række 1 anføres gennemførelsesprocenten for de indsamlede æg, altså den indikation på mulig indavls-depression som tidligere er omtalt. I række 2 er desuden anført, at i en af bestandene er der tegn på en reduktion i kuldstørrelsen (muligvis så meget som en 80 % reduktion). Disse indikatorer på graden af indavls-depression sammenholdes nu i række 3 og 4 med hvordan bestandene har klaret sig i naturen.

Man ser i række 3 at en af bestandene, bestand J, har formeret sig meget kraftigere end de andre. Samtidig ser man i række 1, at netop denne bestand er sundere end de andre. Selv om denne bestand er helt isoleret og kun har overlevet i et enkelt vandhul, har den alligevel klaret sig fremragende. Den er gået frem fra 2-3 hanner i 1992 til ca. 240 hanner i 1998, og fra 1998 og frem har den koloniseret foreløbig 6 vandhuller i omegnen. En bestand der er helt nede på kun 2-3 hanner kan altså ikke blot overleve, men også, hvis den er heldig, overleve som meget sunde og levedygtige frøer. Der er antagelig tale om en ren tilfældighed – at i lige netop denne bestand var det tilfældigvis kun gode gener der var tilbage i de sidste overlevende dyr.

Også bestand F med 84 % sunde æg klarer sig fint og har indtil nu koloniseret mindst 5 vandhuller i omegnen. Den har imidlertid aldrig været nede under ca. 20 hanner, så den faktor hvormed bestanden er vokset er ikke så imponerende.

Andre bestande klarer sig ikke så godt. Bestand L med kun 45 % sunde æg har ganske vist overlevet og er steget i antal fra 5 hanner i 1992 til 11

hanner i 1998. Men bestandens vækst er ikke så stor at det rigtig batter noget, og kolonisering af et nærliggende vandhul har indtil nu (igennem 9 sæsoner) ikke været effektiv. L er således et eksempel på en bestand som ikke rigtig reagerer så positivt som man kunne forvente på den hjælp den modtager. Den er levedygtig indtil videre, men ikke livskraftig.

Også andre bestande, så som M og Q, trives ikke så godt som man skulle forvente i forhold til hvad der er blevet gjort for at hjælpe dem. M er ganske vist vokset fra 3 hanner i 1992 til ca. 25 hanner i 1998, men herefter er væksten gået i stå, og selv om der er lavet adskillige fine vandhuller lige i nærheden, så er der ikke sket nogen varig kolonisering af disse.

Tabellen antyder altså nogle sammenhænge. Det kan være tilfældige sammentræf, men det kan også være en reel sammenhæng. Jeg vil lægge vægt på den sidste mulighed. Lige som i tilfældet med klokkefrøerne på Hjortø vil jeg fremsætte den ubeviste hypotese, at de observerede svaghedstegn har at gøre med indavl. Det gør jeg, fordi jeg mener at det har meget vide perspektiver hvis de første konstatérbare konsekvenser af indavl i en bestand er, at den er vanskelig at bringe på fode, altså at den ikke rigtig reagerer positivt på den hjælp den modtager. Hele den erfaringsverden der omhandler forsøg på at redde truede dyrearter rundt om i verden er fuld af historier om sarte skabninger som kræver ganske bestemte helt snævert definerede kår for overhovedet i det mindste at reproducere sig selv, for ikke at tale om at formere sig. Den almindelige opfattelse er her, at disse dyr er så sjældne og truede fordi de er kræsne. Jeg vil fremsætte den modsatte hypotese: at de er så kræsne, fordi de er sjældne og truede. Altså at det er tilbagegangen og indavlen der har nedsat den genetiske variation så meget, at dyrene rent fysiologisk kun fungerer under helt bestemte temperaturforhold, med helt bestemte fødekilder osv.

Når bevaring af truede dyr ofte udvikler sig til en meget intensiv affære, hvor man i meget langvarige forløb hele tiden skal ”holde dyrene i hånden”, sørge for at alle forhold er perfekte, og flytte dem til nye steder som de ikke selv kan kolonisere, så er det efter min opfattelse altså fordi indsatsen sættes for sent i gang – på et tidspunkt da hele den arvelige variation stort set er tabt. En indsats på et så sent tidspunkt vil altid blive meget besværlig og omkostningskrævende – som ved redningen af løvfrøerne på Sjælland, der har betydet meget arbejdskrævende opdræt igennem adskillige år. Alternativet er at gribe ind i tide. Derved kan man bevare bestanden mens den endnu er livskraftig. Måske kan dette illustreres af bestand J på Lolland, som tilfældigvis er bevaret sund. Her er der i 1991 oprenset et vandhul formet ca. 15.000 kr. Resultatet syv år senere er en enorm bestand af løvfrøer der kvækker så kraftigt at det kan høres kilometervis væk, og som i løbet af få år koloniserer alt hvad der kan koloniseres i omegnen.

Såfremt nogle føler uvilje mod hvad jeg har beskrevet i dette kapitel, og mener at der foretages for mange kunstige indgreb i frø-bestandene, så må jeg altså afvise denne kritik. De gjorde undersøgelser fører tværtimod frem til en konklusion om hvad man skal gøre for at undgå kunstige indgreb mest muligt. Konklusionen er at man skal gribe tidligt ind – det er det billigste og det bedste. Når der faktisk ikke er grebet tidligt nok ind, så skyldes

det at det er svært at overbevise de bevilgende myndigheder om at et indgreb er nødvendigt. Man vælger gerne at se tiden an for at se om det nu også står så slemt til som det påstås. Det er præcis denne tøven der er problemet. For at kunne argumentere imod denne tøven er det ikke nok at appellere til den gode vilje. Der kræves også argumenter, og disse argumenter har jeg forsøgt at levere.

Modviljen mod kunstige indgreb forsvares med at man skal bevare den naturlige dynamik. Hvad jeg forsøger at vise her, er at den naturlige dynamik ikke længere er til stede. Tabel 11 viser at indavlede bestande meget ofte ikke er i stand til at formere sig og sprede sig i samme grad som de vilde, hvis bestandene ikke var blevet reduceret af menneskets aktiviteter.

9. Konsekvenser af vores viden om indavl hos padder

9.1 Kriterier om bestandens størrelse og udvikling

Formålet med alt det ovenstående er at belyse begrebet gunstig bevaringsstatus. Vi er nu kommet så langt at vi kan anvende dette begreb i praksis.

Det fremgår af de genetiske afsnit, at kriteriet om at en bestand skal være stabil, er ganske utilstrækkeligt. Så længe en bestands størrelse er konstant, vil den være relativt hårdt udsat for genetisk erosion. Hvis en bestand af ca. samme størrelse er i vækst, og helst endda i kraftig vækst, så vil den genetiske erosion være stort set nul. Vækst og størrelse bør som kriterier kunne vikariere for hinanden.

Men det er entydigt til skade, hvis bestanden over længere tid viser konstant nedadgående tendens.

I fortiden har der været tendens til at håndtere kriterier om bestandens størrelse særdeles irrationelt. I de første år var min erfaring med myndighederne, at så længe en bestand var på 20-30 dyr eller derover, så tog man situationen helt roligt. Man så ingen presserende grund til at bruge penge på at bevare en sådan bestand – de er der jo endnu, så hvad er problemet? Når så bestanden et år eller to efter var kommet ned på 15 eller 10 dyr, så sagde man: Det er meget få dyr. En så lille bestand kan alligevel ikke overleve. Det vil være spild af penge at prøve at redde den. Man skulle lige ramme det tidspunkt, hvor bestanden gik ned fra 20 dyr til 19 dyr, og så sige: den er stadig stor nok til at blive reddet. Og dét tidspunkt er svært at ramme.

En ”psykologiske grænse” for hvornår man skal gribe ind – 20 dyr – er således meget forskellig fra den videnskabeligt begrundede grænse på $N_e = 500$ dyr, hvilket i praksis vil sige $N = 1000$ dyr eller derover. Det videnskabeligt korrekte vil være at sige: Denne bestand, som før var på 1000 dyr, er nu nede på kun 500 eller 400 dyr. Der må stadig være meget genetisk variation tilbage, så det er nu vi skal gribe ind hvis vi skal bevare en sund bestand der kan overleve nær artens nordgrænse.

9.2 Gunstig status for bestandsstørrelse i praksis

Oplysningerne i kapitel 8 om løvfrøer giver mulighed for at se på begrebet gunstig bevaringsstatus i praksis. Lad os se på tabel 11 og spørge: For hvilke af disse bestande er bevaringsstatus gunstig ?

Status må være klart gunstig for den ”bedste” bestand, bestand J. Der er nu over 240 hanner i bestanden, hvortil kommer hunnerne, i alt op imod 500 dyr. Hvis N_e er det halve af N , så er N_e altså allerede oppe nær det halve af kravet på 500 dyr. Men samtidig konstaterer vi at bestanden er i kraftig vækst; og af forrige kapitel fremgik, at i perioder med kraftig bestandsvækst vil næsten et hvilket som helst allel blive bevaret. Det oprindelige vandhul er fyldt ”til bristepunktet” med frøer, men i de ny-koloniserede vandhuller er der endnu kun få frøer, så habitatet har plads til mange flere frøer, end der er nu. Vi kan altså se på følgende kriterier:

Bestand i vækst: opfyldt

$N_e > 500$ dyr: ikke opfyldt

$N_e > 50$ dyr: opfyldt

Habitat giver plads til $N_e > 500$ dyr: opfyldt

Sundhedstilstand OK: opfyldt

Det eneste krav der ikke er opfyldt (endnu), er kravet til den effektive bestandsstørrelse. Men dette krav er overflødigt, så længe bestanden er i vækst. Den samlede konklusion for denne bestand må blive: Gunstig bevaringsstatus.

Omvendt kan vi tage en af de ”dårligste” bestande, bestand H. I gennemsnit for årene 1991-93 var her 8 hanner, og efter et lavpunkt i 1996-97 er bestanden i 2000 nu igen oppe på 8 hanner. Ynglevandhullet er rensset op og uddybet, og to andre vandhuller lige i nærheden ligger parat til frøerne. I 2000 har der været ret pæn naturlig ynglesucces, foruden at der er sket opdræt. Hvordan ser det ud med kriterierne her ?

Bestandens størrelse stabil: opfyldt

Bestanden i vækst: ikke opfyldt

$N_e > 500$ dyr: meget langt fra opfyldt

$N_e > 50$ dyr: ikke opfyldt

Habitat giver plads til $N_e > 500$ dyr: endnu ikke opfyldt, men vil nok kunne opfyldes med tiden.

Sundhedstilstand OK: ikke opfyldt, men visse kuld er ret sunde, så de nødvendige gener er måske stadig til stede i bestanden.

Bevaringsstatus for denne bestand er absolut ikke gunstig. Ganske vist er bestandens størrelse stabil, men da der er betydeligt under 50 dyr, vil indavl fra generation til generation skride så hurtigt frem, at tabsraten for gener i sig selv kan være et problem. Kun hvis det lykkes temmelig hurtigt at få bestanden til at vokse op over $N_e = 50$ dyr er der sandsynlighed for at bevaringsstatus med tiden kan blive gunstig. Det betyder at opdræt af yngel og udsætning i nabovandhullerne fortsat kan være et nødvendigt tiltag for hurtigst muligt at skabe en væsentlig bestandsvækst.

Men bemærk at hvis man gik frem efter en snæver fortolkning af habitatdirektivets kriterier for gunstig status, så ville bestandens status være regnet for OK.

På samme måde kan de øvrige bestande analyseres. I de fleste tilfælde vil resultatet blive ugunstig status, selv om bestandene er stabile eller i langsom vækst. Generelt er det min opfattelse, at intet kriterium kan være absolut. Kriterierne kan vikariere for hinanden, f.eks. sådan at kraftig vækst kan erstatte kriteriet $N_e > 500$ dyr.

I øvrigt er situationen for disse løvfrøbestande stadigvæk så dynamisk at det er umuligt at forudsige hvorvidt bevaringsstatus vil kunne blive gunstig engang i fremtiden.

9.3 Kriterier om naturligt udbredelsesområde

I afsnit 7.11 omtalte jeg begrebet uddønings-vortex. Jeg viste et scenarie hvor den nedadgående tendens i uddønings-vortexen blev sat i gang af en klimaforværring. Det er klart at der eksisterer en nordgrænse hvor vejret er så koldt at artens overlevelse er aldeles umulig. Men også langt syd for denne grænse kan man sige at jo mere ugunstigt klimaet er, jo større er risikoen for at sætte en uddøningsvortex i gang. Hvis der er tale om et helt ideelt levested med plads til en stor bestand på tusinder af dyr, så vil bestanden være så livskraftig at mindre klimaudsving ikke kan skubbe en vortex i gang. Men hvis levestedet ikke er ideelt, eller hvis arten allerede er blevet relativt kræsen og kun kan leve under ganske snævert definerede forhold, så vil mindre klimaudsving være nok til at skubbe en sådan vortex i gang.

Konklusionen af dette er at i mange tilfælde er en udbredelsesgrænse ikke veldefineret.

Klokkefrøen er f.eks. uddød i Skåne. Den sidste bestand levede i et lille område ved Kullen med ekstremt lavvandede vandhuller, der kunne blive meget varme i solskinnet. Her uddøde de omkring 1960. Man kunne tro at det skyldtes at lokaliteten lå for langt mod nord, også selv om vandhullerne var ekstremt varme. En helt anden, mulig tolkning er imidlertid at bestanden var for lille og dermed for indavlet. Hvis man sørgede for flere vandhuller i omegnen, så bestanden kunne blive større, og udsatte dyr med en høj genetisk variation, så ville de muligvis udmærket kunne overleve i området, og i så fald ville man konstatere at lokaliteten *ikke* er for langt mod nord. Faktisk er der blevet udsat klokkefrøer på lokaliteten, og de overlever indtil videre, selv om der er et oplagt behov for flere vandhuller til dyrene.

Det kan derfor være noget misvisende at tale for meget om ”den naturlige udbredelsesgrænse”. Hvis man virkelig ønsker at bevare en dyreart i et område, og hvis man sætter ressourcer nok ind på det, så kan man skabe et så stort og så perfekt levested, at næsten ingen klimaudsving vil kunne slå bestanden ud. Men hvis man satser mindre intenst, så vil et sådant projekt måske ikke lykkes. Hvor grænsen går, er i nogen grad et spørgsmål om den menneskelige vilje.

9.4 Kriterier om levestedets areal

Det er oplagt at levestedet bør være så stort at det giver plads til en bestand med $N_e =$ mindst 500 dyr. Men hvor stort arealet skal være for at opfylde dette kriterium, kan være usikkert og afhænge af mange ting. Hvis bestanden allerede er relativt indavlet og kræsen, så kan den udnytte en mindre del af et givet areal end en mindre indavlet bestand kan.

Jo større et areal er, jo større mulighed er der for variation i forholdene. Det kan f.eks. være at der både er ret dybe og meget fladvandede vandhuller. I særlig varme år vil de dybe huller blive varme nok til at frøerne kan yngle i dem; til gengæld vil de lave huller tørre ud. I kølige, regnfulde somre vil de dybe huller være for kolde; til gengæld kan solen hurtigt varme de lave huller op hvis blot den skinner et par dage i træk; så i stedet kan frøerne yngle her. Hvis arealet er stort nok til at rumme mange forskellige typer af vandhuller, så opstår en større sikkerhed mod konsekvenserne af klimavariationer.

9.5 Konsekvenser for redning af meget små bestande

Da tab af genetisk variation er en stokastisk (tilfældig) proces, kan det i teorien ske at selv en meget lille bestand netop har bevaret de sundeste gener. Det ser f.eks. ud til at løvfrøbestanden J på Lolland, der har været nede på kun 2-3 hanner, er et eksempel på dette. Konsekvensen af dette er, at man ikke skal give op på forhånd. Der er en chance for et godt resultat, selv med så små bestande.

Dertil kommer at sådanne små isolerede bestande er særdeles værdifulde i kraft af at de gener der har overlevet i dem, statistisk set vil være nogle andre end de gener der har overlevet i andre bestande. Hvis isolerede bestande kan bringes i kontakt med hinanden igen, kan resultatet blive særdeles sunde og livskraftige dyr, sundere end dyrene i begge de oprindelige bestande. Løvfrøerne ved Slagelse vil måske blive et eksempel på dette.

Hvis man har to meget små bestande, som har overlevet, og som hver for sig er blevet forsynet med fine, nyoprensede vandhuller, så kan man komme ud for at ingen af disse bestande trives særlig godt. De formerer sig lidt, men slet ikke i en grad som man ville forvente i et nyoprenset vandhul; og i løbet af nogle år går formeringen nærmest i stå. I en sådan situation kan man frygte at bestandene i realiteten allerede er så dårlige, at de uden genetiske indgreb vil uddø. Men hvis man kunstigt griber ind ved at flytte yngel fra den ene bestand til den anden, og fra den anden til den ene, så vil begge bestande blive mere livskraftige, og herefter kan de formere sig op og udnytte forbedringen af levestedet. En sådan flytningsaktion kan altså i nogle tilfælde være præcis det der skal til for at dyrene overlever. Ganske vist bevarer man så ikke genetisk rene bestande, men det må være bedre at bevare to blandingsbestande end slet ikke at bevare nogen. Det der skal bevares, er sådan set ikke individerne eller bestandene, men generne. Naturbevaring er bevaring af gener.

Flytningsaktioner af ovennævnte type har i de senere år været planlagt for meget små bestande af løgfrø og fløjtetudse (grønbroget tudse). De har dog ikke været gennemført, fordi det mislykkedes at finde yngel i den ene af de to bestande, eller fordi den ene allerede var uddød da det kom til stykket.

Hvis bestande på f.eks. øer ikke kan bringes op over et par hundrede dyr, så kan det være tilstrækkeligt for at holde dem sunde, at vi kunstigt udveksler individer imellem nabobestande hver gang der er gået f.eks. 50 eller 100 år.

10. Situationen for Danmarks paddearter: Status og behov

10.1 Lille vandsalamander

Arten er ikke omfattet af habitatdirektivet.

Der foregår ingen overvågning af arten.

Lille vandsalamander findes udbredt i stort set hele landet og er formentlig den hyppigste af alle paddearterne. Dens tilbagegang er ikke særlig kraftig (tabel 1).

Af disse grunde behandles arten ikke nærmere.

10.2 Bjergsalamander

Arten er ikke omfattet af habitatdirektivet.

Biotopkrav

Arten yngler mest i små vandhuller, delvis overskyggede, uden fisk. De skal ligge i eller nær ved løvskov. Aktionsradius på land er ca. 600 m.

Bevaringsstatus

Vi har i Danmark to forekomstområder af bjergsalamanderen: dels ved nordsiden af Flensborg Fjord, og dels i skovene syd og vest for Åbenrå. Afstanden mellem de to udbredelsesområder er 14 km.

Kortlægning af artens forekomst startede først omkring 1976. Frem til 1988 skete en fortsat gradvis tilbagegang. Med støtte fra Verdensnaturfonden til en lokal arbejdsgruppe (bjergsalamandergruppen) blev der i 1988 sat skub i bevaringstiltagene. Efter en veldefineret strategi blev de mest isolerede og truede forekomster reddet først. Alle kendte bestande har overlevet, og igennem perioden 1988-1997 er forekomsten steget fra 32 vandhuller op til 201 vandhuller, altså en 6-dobling. Der er lavet eller forbedret mere end 200 vandhuller til gavn for arten, og af disse er hovedparten blevet koloniseret i løbet af få år.

Udbredelsesområdet består af løvskove i bakket terræn. Inden for disse områder er mulighederne for at skabe nye vandhuller nu udtømt. Der er i gennemsnit ca. 22 egnede vandhuller per km². Hvis der antages en bestand på i gennemsnit 50 dyr per hul, så lever der altså ca. 1000 dyr per km². Det vil sige at en bestand på $N_e = 500$ i gennemsnit kan leve inden for et skovområde på 1 km² eller lidt mere.

Det sydlige forekomstområde omfatter ca. 2 km² skov med vandhuller. Da der nu er skabt mange vandhuller i dette område, og disse er blevet koloniseret, synes kravet om $N_e = 500$ at være opfyldt i dette område.

Det nordlige forekomstområde omfatter ca. 7 km² skov med mange vandhuller. Ved anlæg af motorvejen omkring 1982 blev et skovområde på knap 1 km² vest for motorvejen afskåret fra det øvrige forekomstområde. I det afskårne område er der efterfølgende skabt op imod 20 egnede vandhuller, og koloniseringen af disse er skredet godt frem. Derved synes også denne afsnørede bestand at give mulighed for en bestand på op imod 1000 dyr, dvs. god status synes sikret.

Vi kan således konstatere at med hensyn til grænserne for udbredelsesområdet, bestandens udvikling og levestedernes areal er der tale om gunstig bevaringsstatus.

Overvågning

Hele bestanden overvåges årligt ved privat indsats.

Forvaltningsbehov

Der er stort set gjort alt hvad der kan gøres for denne art, og resultatet har da også været meget positivt, idet situationen er ændret fra meget ugunstig i 1988 til helt igennem gunstig i 1997.

10.3 Stor vandsalamander

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag II og IV.

Biotopkrav

Yngle vandhullerne er ofte små. De skal have god vandkvalitet, ligge i sol, og være fri for fisk og andehold. Aktionsradius på land er ca. 1 km. Indenfor denne radius er det gavnligt med løvskov, især løvskov i naturtilstand, men det er ikke noget krav.

Bevaringsstatus

Jo længere man går mod sydøst i Danmark, jo hyppigere er stor vandsalamander. I Vestjylland mangler den næsten helt, i Østjylland findes den i ca. 5 % af alle vandhuller, på Als og i Vestsjælland i ca. 15 % af alle vandhuller, og på Lolland i en endnu højere andel. Den er gået en del tilbage igennem 1900-tallet, som tabel 1 viser. Da den er relativt følsom over for eutrofiering, går den muligvis stadig tilbage.

Hvor der skabes nye egnede vandhuller, bliver disse som regel ret hurtigt koloniseret. Der er indtil nu skabt i alt ca. 1.700 vandhuller til arterne klokkefrø, løgfrø, løvfrø og springfrø. Vandhuller til disse arter kan forventes at blive næsten 100 % koloniseret af stor vandsalamander. Derudover er der skabt ca. 1.500 vandhuller til padder i almindelighed. Også en del af disse vil blive koloniseret. I alt kan vi altså forvente at have skabt ca. 2.000 nye lokaliteter for arten siden midt i 1980'erne. Dette er et betydeligt antal i betragtning af det tidligere anførte skøn på ca. 15.000 vandhuller med arten i alt i Danmark.

I de senere år er der også skabt en del nye vandhuller ved privat initiativ til andre formål, f.eks. jagtformål, samtidig med at vandhuller på over 100 m² ikke må nedlægges. Det totale antal vandhuller i Danmark er derfor formentlig i stigning. Om tilbagegang på grund af eutrofiering alt i alt vejer tungere eller lettere end fremgang på grund af nye vandhuller, vides ikke. Selv om det er mest sandsynligt at arten stadig er i netto-tilbagegang, er det således ikke umuligt at status i virkeligheden er stabiliseret.

Overvågning

Arten overvåges ikke. Den aktuelle situation på landsplan kendes således ikke præcis. Der findes et stort antal detaljerede oplysninger fra tilfældigt udvalgte områder som blev undersøgt i 1980'erne. Ved at undersøge disse steder igen ville man kunne afgøre, om arten netto er gået frem eller tilbage. Hidtil har der dog ikke været interesse for at finansiere sådanne undersøgelser.

Forvaltningsbehov

Det er interessant at studere hvordan man i Storbritannien arbejder henimod "gunstig bevaringsstatus" for den store vandsalamander (Great crested newt species action plan steering group 1999). Der foreligger nogle undersøgelser af artens tilbagegang i visse egne i 1980'erne og 1990'erne. De tyder på at i gennemsnit forsvinder arten fra 0,4-2 % af sine levesteder hvert år. Idet man antager at arten findes i alt i ca. 18.000 vandhuller i landet, så betyder det et tab på 72-360 forekomster hvert år. Hvis arten skal have "gunstig bevaringsstatus" i Storbritannien som helhed, så skal dette tab reduceres til et netto-tab på 0. Det skal dels gøres ved at skabe mere opmærksomhed om beskyttelsen af artens levesteder, og dels ved at skabe nye levesteder til erstatning for dem der forsvinder. Man har sat som mål at der skal opstå 100 nye levesteder om året. Her tænkes især på at man skaber nye, velegnede vandhuller til arten i områder hvor der kan forventes naturlig kolonisering. Man forestiller sig dog også at der i visse områder skal ske udsætning for at gen-etablere arten i områder hvorfra den er forsvundet.

Til sammenligning kan vi se på tallene for stor vandsalamanders tilbagegang i Danmark i tabel 1. Her angives frem til 1980 et tab på 22,5 % per tiår (= 2,5 % per år), muligvis stigende til 28 % per tiår efter 1980 (= 3,2 % per år). Disse tal er fra før beskyttelsen af alle vandhuller på 100 m² og derover; vi ved derfor ikke hvilken tabsrate der er tale om i dag.

Som før nævnt er der i Danmark skabt ca. 2000 vandhuller som er egnet til stor vandsalamander i perioden fra sidst i 1980'erne til og med 1996, hvilket svarer til ca. 250 vandhuller om året. Hvis der i alt er ca. 15.000 forekomster af arten i Danmark, så udgør 250 vandhuller et årligt tilskud på ca. 1,7 % af det totale antal forekomster.

Hvis vi i Danmark skulle følge den engelske model, så skulle vi skaffe oplysninger om hvor stærk artens aktuelle tilbagegang er. Hvis tilbagegangen viser sig at være nede på 1,7 % per år eller derunder, så er den nuværende aktivitet tilstrækkelig til at undgå en netto-tilbagegang i landet.

Her må det imidlertid siges at de danske vandhuls-projekter er koncentreret i særlige områder hvor der også forekommer andre sjældne paddearter. Til sammenligning findes ikke sådanne særlig artsrige områder i Storbritannien; briterne har kun én sjælden paddeart – nemlig strandtudsen – og den tåler ikke forekomst af stor vandsalamander. Mens briterne eksplicit ønsker at de 100 vandhuller om året skal spredes ud over hele landet, så er der indtil nu ikke tale om en sådan spredning i Danmark.

En brugbar model kunne være den model som man har anvendt i Århus Amt. Her har man udvalgt bestemte dele af amtet som indsatsområder, f.eks. det nordlige Djursland i ét år, det sydlige Djursland det næste år osv. indtil man har været hele amtet igennem. I hvert område annonceres det, at lodsejere kan få 50 % tilskud til at skabe eller oprense vandhuller det pågældende år. Med dette system er der skabt et stort antal vandhuller, fordelt ud over hele amtet. Der er ikke gjort forsøg på at måle effekten, men dette skulle være muligt. Især kunne det være interessant at studere de kommuner i amtet hvor der i 1980'erne blev lavet omfattende vandhulsundersøgelser, og så undersøge hvordan det er gået med stor vandsalamander i disse kommuner frem til i dag, og om der er nogen målelig virkning af de tilfældigt placerede nye vandhuller.

Det bør nævnes at i visse amter i Danmark er der p.t. ikke nogen politisk vilje til at gennemføre sådanne projekter. Og i de fleste amter er der ikke penge nok.

10.4 Klokkefrø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag II og IV.

Biotopkrav

Som ynglested kræves særligt varme, fuldt solbeskinnede vandhuller, absolut uden fisk. De skal være ret rene, dog gerne kvægpåvirkede. Der skal helst være lavvandede, gradvis udtørrende partier. Efter yngletiden lever den også i vandhullerne. I vinterhalvåret går den på land. Den optimale landbiotop er svagt afgræsset overdrev, men overlevelse imellem dyrkede marker er mulig.

Bevaringsstatus

Som før nævnt kendes 8 bestande af denne art i Danmark, hvoraf de 7 er genetisk rene og den ottende (på Ærø) en blandingsbestand. En overset bestand på Sjælland blev opdaget i 1996, men uddøde straks efter. Bortset herfra er ingen bestande uddøde siden 1985, og det vil sige at siden da er udbredelsesområdet ikke skrumpet ind. I 1999 påbegyndtes etableringen af reservebestande, og det betyder at der fra nu af igen sker en udvidelse af udbredelsesområdet. Bestandenes status i 1998 fremgår af Fog (1999).

Situationen i år 2000 er som følger:

Avernakø: adskillige hundrede dyr, stigende tendens.

Hjortø: under 10 dyr, akut truet bestand
Ærø: under 100 dyr, p.t. stagnerende, men fremgang sandsynlig.
Østfyn, Tårup.: under 100 dyr, p.t. ikke i stigning.
Østfyn, Klintholm: over 100 dyr, tendens til fortsat fremgang.
Nekselø: et par hundrede dyr, lidt stigende tendens.
Agersø: under 100 dyr, faldende tendens, men hjælpeindsats er i gang.
Enø: lidt over 100 dyr, stigende tendens, men p.t. ingen mulighed for udvidelser.
Knudshoved Odde: Mellem 300 og 900 dyr, fluktuerende.

Det ses at ingen bestande i dag opfylder kravet om $N_e > 500$. I de bestande hvor tendensen er stigende, må status anses for ret god, selv om kravet på $N_e > 500$ dyr ikke er opfyldt endnu. I mange tilfælde er habitatene dog simpelthen ikke stor nok til at give plads til $N_e > 500$ dyr.

Med LIFE-projektet, der begyndte i 1999 og løber frem til 2003, etableres eller udvides følgende reserve-bestande:

For Avernakø: På Sydlangeland
For Hjortø: På Birkholm
For Tårup: Klintholm (allerede etableret)
For Nekselø: Røsnæs
For Agersø: Asnæs
For Knudshoved Odde: Område længere inde i land, ved Knudsskov.
For Enø-bestanden er der endnu ikke udpeget et område der egner sig til en reserve-bestand.

Etableringen af reserve-bestande kan være det der bringer den effektive bestandsstørrelse op over 500 dyr. F.eks. bliver der næppe foreløbig plads til så mange dyr på Nekselø, men Nekselø + Røsnæs vil tilsammen kunne opfylde kravet. Man må så, for at der kan være tale om en sammenhængende bestand, med passende mellemrum (f.eks. 50 år) udveksle individer imellem de to bestande.

Når vi når til 2003 og kan evaluere resultatet af LIFE-projektet, må vi til den tid afgøre om de enkelte bestande er på vej til at opfylde kravet $N_e > 500$ dyr og til at opnå gunstig bevaringsstatus. For Enø-bestanden ligger dette mål dog et stykke længere ude i fremtiden.

Overvågning

Alle kendte bestande overvåges intensivt, dog ikke i alle tilfælde årligt.

Forvaltningsbehov

De tiltag der allerede er gjort, og de der er undervejs i det EU-støttede LIFE-projekt, udgør næsten den maksimalt mulige indsats.

Efter udløbet af LIFE-projektet vil der dog stadig være behov for en indsats for klokkefrø-bestanden på Enø, for hvilken der endnu ikke er formuleret konkrete planer om hvor en reserve-bestand skal lokaliseres.

Desuden er der fortsat en lille mulighed for at hidtil oversete klokkefrø-bestande dukker op. P.t. foreligger således oplysning om forekomst af klokkefrø i et vandhul på Avnø i Sydsjælland (militært område). Dette vil blive søgt verificeret i 2001, og såfremt det er sandt, vil en indsats her blive nødvendig.

10.5 Løgfrø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Biotopkrav

Som ynglested kræves rene solbeskinnede vandhuller, helst helt uden fisk. Aktionsradius på land er typisk ca. 400 m. Landbiotopen er mest åbent land, især dyrkede marker, men den tåler kun meget skånsom jordbearbejdning.

Bevaringsstatus

På landsplan har løgfrøen længe været i meget kraftig tilbagegang (jvf. tabel 1). De største bestande findes i Jylland, og nogle af disse er formentlig ret livskraftige. Den bedste situation haves i tre områder med ret tæt forekomst og et større antal gennemførte vandhulsprojekter: Et område i Sydvestjylland, et område i den østlige del af Ribe Amt, samt Norddjursland. I disse områder er bevaringsstatus måske gunstig. I omegnen af Viborg er løgfrøen udbredt, men der er ikke gjort nogen indsats for arten. I de øvrige dele af Jylland, fra grænsen til Skagen, findes ret mange spredte småbestande, og adskillige steder er der gjort en indsats for at redde disse. Men der er næppe nogen af dem der kommer i nærheden af $N_e = 500$.

I Fyns amt findes arten ikke. Øst for Storebælt haves de to største bestande i Hornsherred og nordvest for Hillerød. Disse er begge højst på et par hundrede dyr; der er gjort en betydelig indsats med vandhulsprojekter her; disse har fået til resultat at den kraftige nedgang i disse bestande er stoppet, men de har ikke formået at vende tendensen til en fremgang, og bevaringsstatus er således ikke gunstig.

På Sjælland i øvrigt (Roskildes omegn, Næstveds omegn m.m.) findes hist og her ganske små overlevende bestande; adskillige af disse er blevet hjulpet med vandhulsprojekter, men typisk findes dyrene kun i ét vandhul hvert sted, og status er meget langt fra gunstig. I Vestsjællands Amt er arten vistnok uddød, bortset fra ét vandhul på Nekselø. På Falster kendes én bestand, af uvis størrelse. På Lolland har arten måske kun overlevet ét sted, med en meget lille bestand.

Bortset fra enkelte større bestande et par steder i Jylland har arten således ugunstig bevaringsstatus overalt i Danmark.

Overvågning

Arten overvåges p.t. kun i visse områder i Sønderjyllands Amt, Vejle Amt, Frederiksborg Amt og Storstrøms Amt.

Forvaltningsbehov

Indsatsen for denne art er for tiden slet ikke tilstrækkelig til at frembringe en gunstig status for arten på landsplan. Både med hensyn til kortlægning af artens forekomst og etablering af egnede vandhuller, er der behov for en væsentlig forøgelse af indsatsen.

Det er bekymrende at bestandene øst for Storebælt alle virker svage. Indtil nu er det bedste der er opnået her, at stoppe tilbagegangen; det har ikke været muligt at vende udviklingen til en fremgang. Det kunne tyde på at bestandene alle er genetisk svækkede. Måske kan gunstig status slet ikke opnås med mindre der sker udveksling af genetisk materiale imellem bestandene. Heldigvis har der overlevet en del separate, men ganske små bestande, og inden disse uddør "af sig selv", bør man måske skynde sig at udveksle individer (yngel) imellem bestandene.

Jeg vil derfor foreslå at der laves en forvaltningsplan for løvfrøerne øst for Storebælt; den skal formulere en strategi for hver af de bestande der kendes. I strategien skal indgå indsamling af yngel, og udtagning af vævsprøver til senere DNA-analyser, sådan at eftertiden vil kunne undersøge hvilken grad af genetisk variation der var tale om, inden bestandene blev blandet. Derefter skal der foretages en blanding efter en bestemt plan, og effekten heraf skal registreres.

I andre områder med små isolerede bestande, f.eks. Vendsyssel og det østlige Sønderjylland, kan der formuleres en lignende plan.

Derudover er der behov for en styrkelse af indsatsen i alle øvrige områder.

10.6 Løvfrø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Biotopkrav

Kravene til ynglevandhullet er rent vand, fuld soleksponering, ingen fisk, og intet andehold. Afgræsning af kanterne er en fordel. Aktionsradius på land er 4 km. På land kræves solbeskinnede busk- eller urtevegetation. I praksis er dette krav altid opfyldt, men bestandens trivsel gavnede af gode ledelinjer i form af f.eks. velbevarede markhegn.

Bevaringsstatus

Indtil omkring 1990 var løvfrøen i særdeles kraftig tilbagegang i Danmark. Men i de senere år er der gjort en kæmpe-indsats, som helt har ændret situationen. Så vidt vides er samtlige forekomster i Danmark nøje kortlagt, og samtlige bestande er blevet hjulpet med omfattende vandhulsprojekter. Der er gjort mere for løvfrøen end for nogen anden paddeart.

Udbredelsesområdet er skrumpet efter 1990 ved at landets vestligste bestand, ved Rødding i Sønderjylland, er uddød. Bevaringsindsatsen her kom for sent. Desuden er enkelte bestande på Lolland uddøde efter 1990. Men til gengæld har arten ekspanderet i andre områder, især på Bornholm, og der er ved udsætning etableret to forekomster langt fra de øvrige, nemlig ved Århus og Slagelse. Alt i alt er udbredelsesområdet ikke blevet mindre.

Næsten alle overlevende bestande er p.t. i betydelig stigning. Fra 1991 til 1996 skete på landsplan en fordobling (se kapitel 3), og fremgangen er fortsat siden da. Adskillige bestande, især på Als og Bornholm, og formentlig også i Sønderjylland, er nu på flere tusind dyr, og har dermed gunstig bevaringsstatus. To bestande, nemlig syd for Vejle og på Nordvestlolland, er fornylig vokset til over 1000 dyr og er dermed tæt på at opfylde kravet til Ne. Bestande der stadig ikke helt opfylder dette krav, er bestandene ved Århus (udsat), sydøst for Kolding, ved Slagelse (udsat) og en bestand på Midtjylland. Bestandene i Sydsjælland og et større antal småbestande på Lolland er stadig langt fra at opfylde kravet.

Da de fleste af de mindre bestande er i fremgang, ser situation på landsplan dog ret gunstig ud.

Overvågning

I en periode blev alle bestande overvåget årligt, men dette er ikke længere nødvendigt. Sidste landsdækkende registrering skete i 1996; den forventes gentaget i 2001, og herefter med intervaller på 5 eller 6 år.

Forvaltningsbehov

Den indsats der siden 1983 er gjort for løvfrøerne i Danmark, har været tæt på det ideelle. Status er blevet ændret fra klart ugunstig i hele landet til gunstig i en del områder. I visse områder, så som Als og Bornholm, er der nu gjort så meget, at behovet for yderligere indsats ikke er specielt påtrængende; arbejdet er stort set ”gjort færdigt”. Der er dog stadig områder tilbage hvor de enkelte bestande stadigvæk er for små til at være levedygtige på langt sigt. Det gælder især Sydsjælland og Lolland. Det er vigtigt at indsatsen i disse områder ikke går i stå. Specielt om Lolland kan det siges at der fortsat skal graves og oprensnes så mange vandhuller, at de bestande der blev splittet ad i løbet af 1980'erne, igen bliver forbundet. Hvis det lykkes, vil kravene til gunstig bevaringsstatus igen blive opfyldt.

Udsætningen ved Århus er slået an, men bestandens størrelse er lige i underkanten af hvad der kræves på langt sigt. Det må derfor anbefales at der skabes yderligere levesteder i området.

10.7 Skrubtudse

Arten er ikke omfattet af habitatdirektivet.

Skrubtudsen er almindelig udbredt over hele landet. Netto-tendensen er formentlig stadig en langsom tilbagegang, men der vides intet sikkert om dette. Der foregår ingen overvågning.

10.8 Strandtudse

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Biotopkrav

Som ynglested vælges fuldt soleksponerede vandhuller med meget få andre organismer, så som brakvandspytter, forårsoversvømmelser, og nyopståede vandhuller i grusgrave. Der kræves rent vand og ingen større fisk. Vandhul-

ler kan stort set kun være permanente ynglesteder hvis de afgræsses. Aktionsradius på land er over 1 km. Landbiotopen skal være åbent land. Hvis der er for meget skov til stede, vil arten blive udkonkurreret af skrubtudsen.

Bevaringsstatus

Strandtudsen hovedforekomst i Danmark er langs Limfjordens kyster fra Thyborøn til Hals. Her findes formentlig stadig meget talstærke bestande, men de overvåges ikke, så der vides ikke noget om udviklingstendensen. I resten af Jylland er forekomsterne meget mere sporadiske, og tendensen her er stærk tilbagegang.

I Fyns Amt er strandtudsen vidt udbredt, men ret sjælden. Adskillige bestande er blevet reddet med vandhulsprojekter og er nu i fremgang.

Øst for Storebælt er arten gået endnu mere tilbage og er endnu mere sjælden. Den er akut truet på Saltholm og Vestamager. På selve Sjælland findes arten nu kun tilbage 2-3 steder; de to af stederne er i Vestsjællands Amt, hvor der ikke er nogen vilje til at gøre en indsats for arten. Den findes på en del af øerne omkring Sjælland, hvor der p.t. ikke er mulighed for at gøre noget for arten, eller ikke er politisk vilje til det. Den er i akut fare for at uddø på Møn, findes kun et sted på Falster, og nogle få steder på Lolland. Nogle af disse bestande er store, men opfylder dog ikke kravet om $N_e > 500$ dyr. Nogle bestande er blevet hjulpet af vandhulsprojekter. På Bornholm er arten også gået tilbage, men enkelte bestande er stadig ret store, og én bestand er blevet hjulpet med et vandhulsprojekt.

Alt i alt er strandtudsen en forsømt art, hvis status, bortset fra Limfjordsområdet, meget langtfra er gunstig.

Overvågning

Visse bestande, bl.a. i Det sydfynske Øhav, overvåges, men som hovedregel overvåges arten ikke.

Forvaltningsbehov

Indsatsen for strandtudsen i Danmark er klart utilstrækkelig. Arten opfattes stadig af mange biologer som ret almindelig og ikke truet, men denne opfattelse stemmer ikke længere med virkeligheden. Det største problem for denne art er manglende vilje til at hjælpe den. Det er f.eks. beklageligt at der ikke eksisterer nogen vilje til at redde de sidste forekomster af arten på Sjælland.

Strandtudsen er også i akut fare for at uddø fra de sidste forekomster i Københavns-området. De sidste forekomster er nærmere bestemt på Vestamager og Saltholm. På Saltholm er der et akut problem, nemlig at afgræsningen af øen er i fare for helt at ophøre, fordi der er opstået forhindringer for transporten af kvæg over til øen.

Mange steder overlever strandtudsen (og fløjtetudsen) kun i grusgrave. Det har hidtil været vanskeligt at indpasse hensynet til de sjældne tudser i råstof-retableringsplanerne. Der er behov for administrative forbedringer på dette punkt.

Generelt er der således et stort behov for at formulere forvaltningsplaner for arten, og det gælder specielt øst for Storebælt.

10.9 Fløjtetudse (grønbroget tudse)

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Biotopkrav

Som ynglested kræves fuldt soleksponerede vandhuller med ingen eller kun lav vegetation langs bredderne. Dette kan være nyopståede huller i grusgrave, eller afgræssede vandhuller. Større fisk tåles som regel ikke. Aktionsradius på land er mindst 1 km. Landbiotopen skal indeholde bare jordstykker, f.eks. grusbelagte arealer. Hvis der er for meget skov, vil arten blive udkonkurreret af skrubbudsden.

Bevaringsstatus

På Samsø er der gjort en stor indsats for denne art, og den har gennem en årrække været i fremgang. Det er dog tvivlsomt om $N_e > 500$ dyr.

I Det sydfynske Øhav og på Sydfyn er alle overlevende bestande blevet hjulpet med vandhulsprojekter, og de fleste bestande er i fremgang. På Avernakø er der nu muligvis over 1000 dyr.

På Sprogø er der gjort meget for at Storebæltsanlægget ikke skulle skade bestanden. Den har da også holdt sig stabil omkring 2000 dyr, og er måske gået lidt frem. Kriteriet $N_e > 500$ dyr er måske opfyldt her.

På de øvrige øer i Vestsjællands Amt findes halvstore bestande; der er stort set ikke fra amtets side gjort noget for at styrke disse, men på privat initiativ er en hjælpeindsats udført med positivt resultat på Orø. Den er uddød på det meste af Sjælland, dog findes der bestande tilbage i Hovedstadsområdet, hvoraf bestanden på Avedøre Holme måske opfylder kriteriet om $N_e > 500$ dyr; artens fremtid her er dog usikker. På Vestamager er den akut truet. På Saltholm er den i tilbagegang og der er for få dyr.

I Sydsjælland findes én bestand som er blevet hjulpet kraftigt og nu er steget til over 100 dyr; desuden 1 eller 2 meget truede små bestande. På Lolland-Falster-Møn med omgivende øer findes mange forekomster, og der er udført mange vandhulsprojekter for arten. De fleste bestande er dog på under 100 dyr, kun enkelte bestande er på 500 eller mere. På Møn fandtes ved Stege landets største bestand på ca. 10.000 dyr; den uddøde i løbet af få år på grund af udsætning af gedder.

På Bornholm er arten gået meget tilbage, og der er gjort meget lidt for at bevare bestandene.

Den samlede situation på landsplan er således ikke tilfredsstillende, og kun få bestande er store nok til at have gunstig bevaringsstatus.

Overvågning

De fleste kendte bestande overvåges, dog ikke årligt. Visse steder, bl.a. i Vestsjællands Amt, er overvågningen utilstrækkelig, og på Bornholm sker slet ingen overvågning.

Forvaltningsbehov

På Samsø og i Fyns Amt er der for denne art gjort alt hvad der indtil nu er behov for, og resultatet har også på langt de fleste steder været meget positivt.

Også på Sprogø har indsatsen været tilstrækkelig. Men i Vestsjællands Amt i øvrigt er der desværre ingen vilje til at gøre noget for arten; for at opnå gunstig bevaringsstatus for arten i amtet er det nødvendigt at denne vilje opstår.

I Københavns-området findes Sjællands største bestande; der er ganske vist gjort noget for at bevare arten her, men indsatsen bør forøges, især på Saltholm og Vestamager. På Saltholm kræves at der findes en løsning for hvordan afgræsningen kan fortsætte. I Roskilde Amt har indsatsen indtil nu været helt utilstrækkelig og bør forøges. Her er der vistnok akut behov for kunstigt opdræt og udveksling af yngel imellem de små bestande.

Den naturlige hovedforekomst for arten i Danmark er i Storstrøms Amt. Her har der, trods alt, overlevet mange isolerede enkeltbestande. Den indsats der er gjort for arten fra 1992 og frem har været betydelig, men ikke tilstrækkelig. Indsatsen har dog været begrænset af praktiske vanskeligheder og – især – af manglende økonomiske ressourcer. Når en hel del bestande er uddøde i amtet efter 1992, så skyldes det især at ressourcerne har været for små.

På Bornholm er der stort behov for en hjælpeindsats for de få tilbageværende bestande. Med den nuværende fordeling af naturgenopretningsmidlerne er der imidlertid ikke økonomisk mulighed for at Bornholms Amt kan løfte denne opgave.

10.10 Butsnudet frø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag V.

Biotopkrav

Som ynglested kræves delvis eller fuldt solbeskinnede vandhuller med rimelig vandkvalitet. Der må ikke være fisk, og/eller der skal være tæt vegetation som beskyttelse imod fisk. Aktionsradius på land er ca. 1 km. Næsten alle landbiotoper kan udnyttes; i visse landsdele undgås dog områder der er stærkt præget af landbrug.

Bevaringsstatus

En optælling af brune frøer i repræsentative prøvefelter spredt ud over hele Danmark blev udført i 1995. På basis heraf kan bestanden i danske landbrugsområder sættes til ca. 1 mio. dyr, hvortil kommer bestanden i større udyrkede områder. Udviklingstendensen kendes ikke.

Overvågning

Arten overvåges ikke. Hvis den landsdækkende optælling i 1995 blev gentaget flere gange, kunne der måske siges noget om udviklingstendenser for arten.

Forvaltningsbehov

Forvaltningsbehovene for denne art falder stort set sammen med behovene for padder generelt. Specifikke behov kan vanskeligt formuleres, dog kan det måske fremhæves at en fremgang for forårsoversvømmede, afgræssede enge vil kunne gavne arten.

10.11 Spidssnudet frø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Biotopkrav

Kravene til ynglested er som for butsnudet frø. Aktionsradius på land er mindre end hos denne, dvs. som hovedregel under 1 km. Der stilles derfor større krav om at egnede områder (vandhuller, haver, græsmarker, enge, moser, skove) skal ligge tæt ved hinanden. Arten trives især i større sammenhængende mose- og engområder med mange vandsamlinger.

Bevaringsstatus

Spidssnudet frø findes i næsten hele landet, men situationen er meget forskellig i de forskellige landsdele.

I Østjylland, på Fyn, Lolland-Falster og Sydsjælland er den i meget stærk tilbagegang, i visse egne nærmest katastrofal tilbagegang. På Lolland fandtes den f.eks. omkring 1980 stadig en del steder i vandhuller ude mellem markerne, men nu er den forsvundet helt fra landbrugslandet og overlever kun i moser og andre udyrkede områder. Tendensen er den samme andre steder. Dens fortsatte eksistens er afhængig af moser og vandhuller i og ved skove. Hvis disse biotoper ikke forringes i de kommende år, vil bestanden muligvis stabilisere sig på et lavere niveau i visse egne.

I Vest- og Nordjylland samt Nordsjælland er situationen helt anderledes. Her er den stadig en talrig og almindelig art, især i moser, men også i vandhuller mellem markerne. Om den overhovedet går tilbage her, er uvist.

Overvågning

Arten overvåges kun i enkelte mindre prøvefelter nogle få steder i landet.

Forvaltningsbehov

I mange dele af landet kan arten ikke længere overleve i landbrugslandskabet, og en hjælpeindsats må i stedet koncentreres om områder uden for omdrift, især enge og moser. Man kunne håbe at de nye tiltag med oversvømmede enge langs åer i medfør af Vandmiljøplanen vil hjælpe arten, men det er dog næppe tilfældet, da sådanne enge vil være for eutrofe, med højt voksende vegetation.

Der er behov for kortlægning af artens resterende forekomster i de dele af landet hvor den er blevet sjælden, og for passende naturplejetiltag de steder hvor arten konstateres til stede. Disse plejetiltag vil ikke mindst være hævning af vandstand eller reduktion af afvandingen. Da der ofte er tale om

mose- og englodder med snesevis af forskellige ejere, vil det dog i praksis være meget vanskeligt at hjælpe arten. Vi er måske nødt til at konkludere at de fleste steder kan tilbagegangen ikke forhindres, med mindre der sker ændringer af de juridiske forhold eller ejendomsforholdene m.h.t. eng- og moselodder, se afsnit 12.7.

10.12 Springfrø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag IV.

Biotopkrav

Kravene til ynglested er omtrent som for butsnudet frø. Aktionsradius på land er adskillige km, undtagelsesvis måske 10 km. Det er en fordel hvis egnede udyrkede områder findes inden for ½ km fra vandhullet. Den kan leve i næsten et hvilket som helst landskab. Dog trives den bedst i lysåbne skove, hvorimod større områder med lavtbevoksede enge og græsmarker vil føre til at den udkonkurreres af andre arter.

Bevaringsstatus

Springfrøen findes så vidt vides ikke i Jylland. Der er en interessant isoleret bestand på øen Endelave; den er p.t. på ca. 500 dyr med tendens til fremgang.

I Fyns Amt er den vidt udbredt. Tendensen er formentlig negativ de fleste steder. Visse steder, bl.a. på Ærø, nyder den dog godt af vandhuller gravet til andre padder.

En udsat bestand i Nordsjælland er i langsom fremgang.

I øvrigt findes den på Sjælland fra Køge og sydpå. Den har været i tilbagegang, men visse steder er der lavet vandhuller for at hjælpe arten, og her er tilbagegangen aftaget. I Storstrøms Amt findes den næsten overalt; i visse egne har den udvidet sin forekomst og har fortrængt spidssnudet frø. I modsætning til denne kan den overleve i landbrugslandskabet. Næsten overalt hvor der graves vandhuller til andre padderarter bliver hullerne koloniseret af springfrøer, så lokalt er der tale om fremgang for arten.

På Bornholm er den vidt udbredt. De mange vandhuller gravet til løvfrøer har formentlig gavnet arten, men der vides ikke noget om dette.

Overvågning

Arten overvåges på Endelave, visse steder i Fyns Amt, samt i Roskilde Amt.

Forvaltningsbehov

I de områder hvor der ikke i forvejen udføres vandhulsprojekter for padder, kunne man forbedre springfrøens status ved at igangsætte projekter efter samme model som i Århus Amt, hvor amtet betaler 50 % af udgiften, og ejeren resten.

10.13 Grøn frø

Arten er omfattet af habitatdirektivets bilag V.

Biotopkrav

Kravene til ynglevandhullet er at det er solbeskinnet og holder vand sommeren over. Der må ikke være større fisk, og/eller der skal være tæt vegetation som beskyttelse imod fiskene. Vandkvaliteten skal være ret god. Uden for yngletiden opholder de sig også ved solbeskinnede vandhuller og søer. Aktionsradius på land er formentlig over 1 km; dyrene vandrer ret ofte imellem vandhullerne. Nogle overvintrer i vand, andre på land.

Bevaringsstatus

Den grønne frø er oprindelig en krydsning mellem latterfrøen og den kortbenede grønne frø. Kun i det nordligste Tyskland samt Danmark og Sydsverige lever den grønne frø som en selvstændig form uden tilstedeværelse af en af forældre-arterne. Vore bestande er derfor af betydning for den internationale forskning.

Generelt for hele landet gælder at grøn frø har været i ret betydelig tilbagegang, og fortsat er det. Arten er forsvundet helt fra visse egne, men det er uvist om grænserne for udbredelsesområdet har rykket sig.

De steder hvor der udføres vandhulsprojekter rettet imod padder, vil eventuelle grønne frøer næsten altid kolonisere vandhullerne og formere sig op. Det betyder at sådanne steder er den grønne frø lokalt i fremgang.

På landsplan er hovedtendensen dog nok negativ, så bevaringsstatus for hele landet må regnes for ugunstig.

Overvågning

Arten overvåges ikke.

Forvaltningsbehov

Der er mange områder i Danmark hvor der ikke udføres vandhulsprojekter specielt for padder, og hvor grøn frø er i stærk tilbagegang. Her vil arten kunne hjælpes på samme måde som nævnt under stor vandsalamander og springfrø, med "Århus Amt"-modellen. Et andet eksempel til efterfølgelse er Vordingborg Kommune, der hvert år giver støttet til 5 vandhuller, bl.a. med den målsætning at med tiden skal grøn frø være almindeligt udbredt over hele kommunen.

Der er i øvrigt behov for at undersøge, om indsatsen på Djursland og evt. andre steder i Århus Amt har "ramt rigtigt" og faktisk har gavnet grøn frø.

10.14 Latterfrø

Arten omfattes af habitatdirektivets bilag V.

Biotopkrav

Der hvor arten lever i rene bestande, er der tale om store renvandede vand-samlinger i tidligere råstofgrave. Dyrene opholder sig her hele året. Der hvor arten lever i blandede bestande sammen med grøn frø, er der tale om ret varierende typer af vandhuller, som ikke svarer til artens biotopkrav i Europa i øvrigt. Det er til skade hvis lokaliteten eutrofieres eller gror til. Fisk, endog

rovfisk som ørreder, tåles i visse tilfælde, men ikke i alle tilfælde, og udsætning af fisk, krebs m.m. er en trussel mod arten.

Bevaringsstatus

Latterfrøen findes i Danmark kun på Bornholm og Christiansø. Den forekommer i flere typer bestande. For det første rene bestande hvor den fungerer som en normal dyreart. Og for det andet i blandede bestande hvor den krydser sig med grøn frø. Nogle af disse blandede bestande har en struktur der gør dem enestående i Europa; det er specielt bestande hvor latterfrøen kun findes som hunner, og er henvist til at parre sig med hanner af grøn frø. Bestande af denne type er opført på den nationale rødliste som en akut truet taxon. Deres status og formeringsforhold er beskrevet af Rybacki (1999).

Af rene latterfrø-bestande findes kun få, mest mellem Rønne og Hasle, og deres fremtid er noget usikker, på grund af tilgroning af lokaliteterne, og udsætning af fisk m.m. Blandede bestande findes en del steder, men er ikke talrige. Den specielle type hvor latterfrøen kun eller overvejende findes som hunner, findes nogle få steder på Østbornholm, og kun i ret små og truede bestande. I et af områderne er der fornylig med et stort vandhulsprojekt gjort en indsats for at bevare dyrene.

Bestanden på Christiansø, der blev udsat sidst i 1940'erne, er akut truet. Der er påbegyndt en indsats for at forbedre vandhullerne.

Overordnet set er latterfrøens status i Danmark bestemt ikke gunstig.

Overvågning

Der er sket visse registreringer på Bornholm i 1992, 1997 og 1998. Bestanden på Christiansø er overvåget på privat initiativ fra 1997 og frem.

Forvaltningsbehov

Selv om Bornholms Amt har gjort lidt for arten i de seneste år, er der ikke foreløbig udsigt til nogen effektiv indsats for arten. Der er behov for både kortlægning af forekomsterne, udarbejdelse af planer for hvordan arten kan hjælpes, og iværksættelse af disse planer.

Desværre er der ikke økonomisk mulighed for at Bornholms Amt kan løfte denne opgave, med mindre der sker en omfordeling af naturgenopretnings-midlerne.

11. Er direktivet godt nok implementeret i Danmark?

11.1 Udpegning af habitatområder for stor vandsalamander i Danmark

Skov- og Naturstyrelsens udpegning af habitatområder for stor vandsalamander i Danmark har desværre båret præg af at man anså det hele for en formalitet. Hvis blot stor vandsalamander stod anført ved nogle af de udpegede habitatområder, var formalia i orden i forhold til EU. Der var mig bekendt ikke nogle planer om nærmere at undersøge artens status inden for disse habitatområder, eller overvejelser i retning af hvad man skulle gøre for at gavne arten her. I det hele taget foregik udpegningen af områder for denne

art på en lemfældig og kritisabel måde; i begyndelsen skete det uden hensyn til eksisterende oplysninger om hvor arten faktisk findes. Senere foregik en justering af data, i kraft af at Nordisk Herpetologisk Forening (NHF) korresponderede med styrelsen om habitatområderne.

Eftersom stor vandsalamander er temmelig generelt udbredt i store områder, så er det vanskeligt at pege på særlige områder som har speciel værdi for arten. Det ene kan være lige så godt som det andet. I den situation må det fornuftigste være at udvælge nogle områder hvor der desuden også forekommer mere sjældne arter, og så basere sig på at stor vandsalamander, som nævnt, har en vis indikatorværdi. Hvis man gavner forholdene for den, vil man højst sandsynligt dermed også gavne forholdene for de sjældne arter. En sådan strategi er imidlertid ikke blevet fulgt.

Et eksempel: Man har udpeget ”Skove ved Gråsten” ved Flensborg Fjord som habitatområde for stor vandsalamander. NHF har foreslået at man i stedet udpegede nogle andre skove ved Flensborg Fjord, lidt længere mod vest, for her lever den sjældne bjergsalamander. Det ville styrelsen dog ikke gå ind på. Et andet eksempel: Man udpegede Arresø som habitatområde, og anførte stor vandsalamander som udpegningsgrundlag. Dette var en fejl, for arten lever ikke i store søer med fisk. Men ud i Arresø skyder der sig et næs, Arrenæs, og her findes nogle vandhuller med forekomst ikke blot af stor vandsalamander, men også en meget truet bestand af løgfrø. Det ville derfor være naturligt at inkludere Arrenæs i habitatområdet. Men da NHF foreslog dette, sagde styrelsen nej.

Yderligere er det problematisk at lade stor vandsalamander være udpegningsgrundlag i områder af marginal betydning for arten og med atypiske biotoper. I så fald vil man nemlig være forpligtet til at fremme artens status inden for området, hvilket vil kræve biotopændringer som vil skade levevilkårene for andre mere truede arter. F.eks. ville det være påkrævet i skovløse områder at plante skov, hvilket ville kunne få f.eks. strandtudse eller fløjte-tudse til at forsvinde. Der var dog ikke forståelse i styrelsen for en sådan opfattelse.

I denne fase var det således ikke muligt for NHF at kommunikere med styrelsen om habitatområderne på en fornuftig måde, hvilket ikke var NHF's fejl; resultatet blev, at muligheden for en fornuftig udpegningsgrundlag for stor vandsalamander blev forskertset.

I en senere revisions-fase blev forholdene dog bedre. Det blev nu muligt at rette faktuelle fejl og at finjustere grænserne for visse habitatområder.

Status er dog stadig at udvælgelsen af områder for denne art ikke er velovervejende, at der ikke findes noget som helst tilløb til planer for hvordan stor vandsalamander skal forvaltes inden for de habitatområder hvor den er udpegningsgrundlag, og at udarbejdelse af sådanne planer næppe vil komme sjældnere arter til gode, da de ikke findes i områderne. Det rigtigste ville være at starte helt forfra med udpegningsgrundlag af habitatområder for stor vandsalamander.

Det oplyses til mig, at kommissionen har opstillet nogle nye kriterier for beskyttelse af bilag II-arter, ifølge hvilke de udpegede områder skal dække 30-50 % af landets bestand. Et sådant kriterium vil ikke kunne opfyl-

des i Danmark, hvor stor vandsalamander er ret generelt udbredt; det ville kræve, at op imod 10 % af landets areal blev udpeget som beskyttelsesområde for denne ene art. Noget sådant anser jeg for urealistisk.

BOKS: Udpegning af habitatområder for stor vandsalamander i udlandet

Ifølge Habitatdirektivet er landene i EU forpligtet til at udpege habitatområder for stor vandsalamander.

I England er der udpeget 46 habitatområder for arten (Tony Gent, Herpetological Conservation Trust, pers. comm.). Der opereres med områder med forskellig klassifikation. Den højeste klassifikations-type omfatter 17 områder, og der stilles her krav til antallet af dyr ved undersøgelser flere år i træk. En lavere klassifikationstype omfatter 9 områder. Og endelig er der 20 områder hvor arten forekommer, men hvor den ikke var begrundelsen for at området blev udpeget. Der lægges vægt på at de udpegede områder ikke blot skal bevares, men også plejes, og der udarbejdes lokale "species action plans".

For Niedersachsen i Tyskland foreligger følgende oplysninger (Richard Podlucky, Niedersächsisches Landesamt, pers. comm.): Der kendes 1.200 findesteder for arten i delstaten. Man tilstræber at udpege de 5 bedste områder for hver af arterne på bilag II, eller også steder hvor flere habitatarter lever sammen. For stor vandsalamander har dette ikke helt været muligt, men de udpegede områder omfatter dog 9 ud af de største bestande i delstaten. Af alle udpegede habitat-områder findes stor vandsalamander i 26 %. Beskyttelsen omfatter ikke blot vandhullerne, men også tilgrænsende landhabitater; hvis der f.eks. er skov i området, stilles krav om at dødt træ på skovbunden skal blive liggende.

11.2 Udpegning af habitatområder for klokkefrøen

Den anden art for hvilken der skal udpeges habitatområder, er klokkefrøen. Her er situationen langt mere fornuftig. I styrelsens første forslag var der adskillige fejl og mangler m.h.t. klokkefrø, men disse fejl og mangler blev rettet. Ved den efterfølgende justering af grænserne lykkedes det at få udpeget habitatområder i forbindelse med alle kendte klokkefrølokaliteter i Danmark, omend ikke alle vandhuller blev inkluderet. En optælling viser at ud af ca. 91 vandhuller hvor klokkefrøen forekom i 1998, blev de 76 inkluderet i habitatområderne. Dette giver en 84 % dækning. Det kan tilføjes at af de 91 vandhuller er 87 beskyttet af naturbeskyttelseslovens pgf. 3. 30 af

vandhullerne er fredet, og 14 nyder særlig beskyttelse på anden måde, så som med tinglyste deklARATIONER eller ved at være ejet af det offentlige. Nogle få af de vandhuller der er beskyttet med fredning eller tinglysning, ligger uden for habitat-områderne.

Udpegningen af habitatområderne har ikke direkte ført til yderligere beskyttelse; der er f.eks. ikke sket fredning af flere vandhuller. Den har heller ikke ført til at der er udarbejdet planer for forvaltning af klokkefrøbestandene. Derimod indebærer det EU-støttede LIFE-projekt at der er udarbejdet omfattende og detaljerede forvaltningsplaner for de berørte bestande. LIFE-projektet har også ført til bedre beskyttelse visse steder. Den vigtigste forbedring er at med LIFE-projektet blev det muligt at opkøbe et landbrugsareal på 7 ha med 3 klokkefrøvandhuller, hvor egnede betingelser for frøerne ikke kunne opnås så længe markerne var privat ejede.

En betydelig del af de områder hvor der nu, under LIFE-projektet, bliver etableret reservebestande af klokkefrø, er også udpeget som habitatområder.

Alligevel er der grund til nogle kritiske bemærkninger om afgrænsningen af områderne. Det gælder således på Østfyn. Her arbejder vi – dvs. feltherpetologerne i Danmark – ud fra den målsætning at forekomsterne langs kysten efterhånden skal knyttes sammen til én sammenhængende bestand, for at opnå tilstrækkelig gunstige forhold med hensyn til bestandsstørrelse og spredning. Hovedforekomsterne er ved Klintholm og Tårup, der ligger 7 km fra hinanden; desuden er der mindre forekomster i området derimellem. Der er gravet, og graves fortsat, et betydeligt antal vandhuller i området for efterhånden at muliggøre en sammenhængende bestand. Samtidig er der rekreative interesser i at skabe et sammenhængende grønt bælte langs kysten. Derfor var det vores ønske at der blev etableret et sammenhængende habitatområde, inden for hvilket den fremtidige bestand kunne leve.

I Skov- og Naturstyrelsen var der dog ikke opbakning til denne idé. Man gik med til at udpege de områder hvor frøerne lever lige nu, som habitatområder, men ikke områder hvor ”frø-fanatikere” gerne vil have frøer engang i fremtiden. Man fremførte at fremtidige planer ikke er grundlag nok for en udpegning. Det betyder f.eks. at det udpegede habitat-område ved Tårup ikke er stort nok til at der kan leve en bestand med $N_e > 500$ dyr inden for områdets grænser.

Heldigvis er vi dog ikke bundet til kun at arbejde inden for habitatområdets grænser. Det fremgår omhyggeligt af beskrivelsen af det EU-støttede LIFE-projekt, at en stor del af indsatsen på Østfyn sker uden for de udpegede habitatområder, og det er der givet støtte til. Arbejdet i dette område skrider planmæssigt frem, og der er god chance for at det med tiden virkelig lykkes at skabe den sammenhængende bestand som vi ønsker.

11.3 Overvågning af arterne

Det må være den danske statsforvaltnings ansvar at der skabes et overblik over status for de paddearter der er omfattet af habitatdirektivets bilag II, dvs. stor vandsalamander og klokkefrø.

Hvad angår klokkefrøen, så har det offentlige levet op til dette ansvar ved at DMU i 1999 har udgivet en publikation der indeholder en detaljeret gennemgang af klokkefrøens status på alle de kendte lokaliteter (Wind et al., 1999). De nødvendige data hertil er i hovedsagen fremskaffet ved de feltundersøgelser som amterne (Fyns, Vestsjællands og Storstrøms Amt) har finansieret. DMU betalte kun for en sammenskrivning af de allerede eksisterende data.

I samme publikation blev der ikke redegjort for stor vandsalamander, den anden liste II-art. Derimod blev der redegjort for de specielle bestande med hanner af grøn frø og hunner af latterfrø. DMU havde finansieret de mest nødvendige feltundersøgelser af disse frøer. At man brugte kræfterne på disse frøer, og ikke på stor vandsalamander, må være en rimelig prioritering. De specielle latterfrø-bestande er ikke blot på nationalt plan, men også på europæisk plan, langt mere truede end stor vandsalamander.

DMU vil i 2001 udgive en publikation med forslag til bevaringsmål-sætning for arterne på habitatdirektivets liste II.

11.4 Hvordan fungerer direktivet for arterne på liste IV ?

Habitatdirektivets bilag IV omfatter de dyrearter der skal gives en "streng beskyttelse" i medfør af direktivets artikel 12.

Artikel 12 stk. 1 bestemmer at medlemsstaterne skal indføre en streng beskyttelsesordning med forbud mod a) indfangning og drab, b) forsætlige forstyrrelser, c) indsamling eller ødelæggelse af æg og d) beskadigelse af levestederne.

Den afgørende beskyttelse er den der gives i punkt d), idet ødelæggelse af levestederne som regel vil være den alvorligste trussel mod arterne. Herefter skal det altså være forbudt at ødelægge levesteder for stor vandsalamander, klokkefrø, løgfrø, løvfrø, strandtudse, fløjtetudse, spidssnudet frø og springfrø. Hvis dette håndhæves strengt, vil det få væsentlig betydning for bevaringen af disse arter. Men der er også en undtagelsesbestemmelse, nemlig artikel 16: "Hvis der ikke findes nogen anden brugbar løsning, og fravigelsen ikke hindrer opretholdelse af den pågældende bestands bevaringsstatus i dens naturlige udbredelsesområde, kan medlemsstaterne fravige bestemmelserne i artikel 12 " bl.a. af hensyn til "bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser, herunder af social og økonomisk art". Medlemsstaterne skal hvert år indsende en rapport til kommissionen om fravigelser fra artikel 12.

I marts 1994 indkaldte Skov- og Naturstyrelsen nogle grønne organisationer, heriblandt NHF, til et møde om implementering af Habitatdirektivet i Danmark. Det som styrelsen forelagde på mødet, var at man ønskede at de grønne organisationer stillede oplysninger til rådighed for at man kunne udpege habitatområder i medfør af direktivets artikel 4. Da emnet om beskyttelse i medfør af artikel 12 blev bragt på bane, svarede styrelsens medarbejdere at det skulle vi ikke interessere os for. NHF var ikke tilfreds med denne udmelding og sendte efter mødet styrelsen et brev med anmodning om uddybning af spørgsmålet om artikel 12. To måneder senere svarede sty-

relsen følgende (brev af 5. maj 1994 til NHF med kopi til Kåre Fog): ”Det er Skov- og Naturstyrelsens opfattelse, at det må bero på en vurdering i den enkelte situation, hvilke foranstaltninger der må anses for nødvendige for artens bevarelse i dens udbredelsesområde. Endvidere bemærkes, at artikel 12 alene forpligter medlemsstaterne til at beskytte arterne mod forsætlige forstyrrelser. Hertil kommer, at rækkevidden af art. 12 må ses i nær sammenhæng med de udtrykkelige bestemmelser om bevaring af naturtyper og af levesteder for arter i direktivets art. 3 ff.”

Styrelsens opfattelse var altså, at artikel 12's beskyttelse af levestederne kun omfatter forsætlige forstyrrelser af levesteder, altså situationer hvor man f.eks. fylder et vandhul op med det formål at udrydde løgfrøen. Da sådanne situationer så vidt vides aldrig forekommer, indebærer styrelsens fortolkning at artikel 12 bliver totalt virkningsløs på dette punkt. NHF og undertegnede sendte derfor et protestbrev til styrelsen som svar. Styrelsen svarede os bl.a. følgende (brev af 26. sept. 1994 til NHF og Kåre Fog): ” . . Der er således på direktivets bilag II taget stilling til for hvilke arter, der skønnes at være et særligt behov for levestedsbeskyttelse. . . Rækkevidden af bestemmelserne om artsbeskyttelse i art. 12 må følgelig vurderes i forhold til de udtrykkelige bestemmelser om områdebeskyttelsen, idet det ellers ikke vil give mening at have de to sæt bestemmelser i direktivet. Skov- og Naturstyrelsen er derfor fortsat af den opfattelse, at bestemmelserne i art. 12, stk. 1 har en mere begrænset rækkevidde, hvad angår levestedsbeskyttelsen, og at det i medlemsstaterne må bero på en konkret vurdering i den enkelte situation, hvilke foranstaltninger der skønnes at være nødvendige for at opretholde en streng beskyttelse . . . ”.

Om dette svar må siges, at jeg personlig ikke forstår teksten, og det er måske heller ikke meningen.

Skov- og Naturstyrelsens direktør, Karen Westerbye-Juhl, bekræftede efterfølgende i et brev at ovennævnte virkelig udtrykte styrelsens officielle fortolkning.

Herefter skrev NHF og jeg i fællesskab et brev til EU-kommissionen, generaldirektorat nr. 11, hvor vi vedlagde kopi af korrespondancen med styrelsen, og spurgte: ”Vi beder Dem venligst om en udtalelse om, hvorvidt Skov- og Naturstyrelsens fortolkning af den del af direktivet er juridisk holdbar.” Et halvt år senere svarede kommissionen bl.a. (Brev af 2. maj 1995, G. Kremlis): ”Kommissionen har endnu ikke nogen praksis for anvendelsen af art. 12 og har derfor ikke fastlagt det nærmere indhold af bestemmelsen. Kommissionen kan i øvrigt ikke på baggrund af de foreliggende oplysninger afgøre, hvorvidt de danske myndigheder har handlet i strid med reglerne i art. 12.” Videre i brevet hedder det, at vi er velkomne til at indgive en formel klage til kommissionen i forbindelse med en konkret sag.

Det var således ikke muligt på det tidspunkt at opnå en konkret fortolkning af hvordan artikel 12 skal forstås. Derimod var der mulighed for at fremprovokere en fortolkning ved at rejse en konkret klagesag.

Netop på det tidspunkt var der en konkret konflikt som var relevant i forbindelse med artikel 12, nemlig anlægget af Hillerød-motorvejens forlængelse til Helsingør, delvis finansieret af Frederiksborg Amt. Ifølge vejpla-

nerne skulle vejen gå midt igennem Østdanmarks største forekomstområde for løgfrøen, og bl.a. ville vejen direkte gå hen over to vandhuller med løgfrøer, som få år tidligere var blevet rensset op med offentlige midler, af hensyn til løgfrøen. Det ene af disse to oprensede vandhuller var blevet en vigtig ynglelokalitet. Det skal en passant nævnes at der også forekom spidssnudet frø og stor vandsalamander på lokaliteterne, men vi valgte at koncentrere os om forekomsten af løgfrø i den klagesag, der fulgte.

Dette vejprojekt var blevet underkastet VVM-vurdering, og på basis heraf havde Frederiksborg Amt vedtaget vejprojektet d. 19. april 1994. Der blev indgivet klager fra adskillige foreninger inden klagefristens udløb d. 17. maj 1994. Alle klager blev afvist pure af amtet, hvorefter der blev anket videre op i systemet til Naturklagenævnet.

I mellemtiden skete der det, at Miljøministeriet d. 25. maj 1994 udstedte en bekendtgørelse, ifølge hvilken Habitatdirektivet blev sat i kraft i Danmark d. 5. juni 1994. Dette skete altså på et tidspunkt hvor amtet havde vedtaget projektet og afvist alle klager, men hvor klagerne endnu ikke var behandlet af højere instanser. I den pågældende bekendtgørelse stod at læse at ”Uanset bestemmelserne i bekendtgørelsen . . . kan der efter lovgivningens almindelige regler udføres nedenstående anlægsarbejder: . . . I EF’s fuglebeskyttelsesområde nr. 108 forlængelse af Hillerødmotorvejen.” Vi har ikke kunnet få noget svar på, om det er i overensstemmelse med acceptabel forvaltningsskik at man så kort før direktivets ikrafttræden ved en bekendtgørelse undtager et kommende vejanlæg fra direktivet. Vi har ikke kunnet få kommissionen til at svare på dette spørgsmål.

Naturklagenævnet gjorde sig mange overvejelser, bl.a. med hensyn til erstatningsbiotoper og flytning af frøer fra de berørte vandhuller, og udstedte flere del-afgørelser herom, inden det traf den endelige afgørelse d. 20. juni 1995, som afgjorde at vejen kunne anlægges som planlagt. Nævnet kom bl.a. til denne konklusion ud fra en vurdering af at vejanlægget ikke behøvede at respektere Bern-konventionen (som omfatter løgfrøen), idet nævnet påstod at det kun er den danske stat, ikke de enkelte amter, der har tiltrådt Bern-konventionen, hvorfor Frederiksborg Amt ikke kunne være forpligtet af denne. Konklusionen heraf må være, at Bern-konventionen ikke har nogen praktisk værdi i dansk naturbevaring.

D. 4. juli, altså 14 dage derefter, indsendte vi en klage til kommissionen, med en tekst på 11 sider samt alle relevante bilag (30 bilag i alt), som krævet af kommissionen. På det tidspunkt var jordarbejderne til vejanlægget allerede gået i gang, og vi skrev til kommissionen at sagen hastede. Desværre skete der det at kommissionen kom til at forlægge vores sag og først fandt den frem ¾ år senere. Derefter gik deres sagsbehandling i gang, med indhentning af kommentarer fra de danske myndigheder, som selvfølgelig også var længe om at svare, og som forresten kunne have en interesse i at forhale sagen. Efter mange rykkere kom Kommissionens afgørelse d. 4. februar 1999. Heri hedder det:

”Med hensyn til Hillerødmotorvejens virkning på løgfrøen, som er opført i bilag IV til Habitatdirektivet, har de danske myndigheder meddelt Kommissionen, at motorvejen allerede er anlagt, og at der er truffet afhjæl-

pende foranstaltninger for at bevare bestanden af løgfrøer i området. Myndighederne oplyser endvidere, at vejanlægget ikke har skadet den lokale bestand af løgfrøer, da det er nemt at etablere og vedligeholde nye løgfrøvandhuller. Kommissionen er derfor kommet til den konklusion, at fællesskabsretten ikke er blevet overtrådt i denne henseende.

Efter at have undersøgt Deres klage har Kommissionen imidlertid konstateret, at artikel 12, stk. 1, litra d), i Habitatdirektivet ikke er gennemført i dansk ret. Denne sag vil derfor blive behandlet som et led i en generel procedure, som er indledt, vedrørende dansk lovgivnings overensstemmelse med Habitatdirektivet. . . ”

Til indholdet af det første afsnit må knyttes den kommentar, at kommissionen ikke har modtaget korrekte oplysninger fra de danske myndigheder. Vejanlægget har rent faktisk skadet bestanden af løgfrøer (ud fra en netto-vurdering).

Indholdet af det sidste afsnit er ikke ganske klart for os, men vi fortolker det sådan at kommissionen omsider (5 år efter første forespørgsel) giver os ret i at Skov- og Naturstyrelsens tolkning af artikel 12 ikke er i orden. For så vidt har vi opnået det egentlige formål med vores klage.

Hvad angår den konkrete sag, anlægget af Hillerødmotorvejens forlængelse, er konklusionen derimod meget negativ. En klage til kommissionen kunne tidligst indsendes lige efter seneste afgørelse i det danske klagesystem. Da klagen ikke har opsættende virkning, og da amtet gik i gang med jordarbejderne lige med det samme, kunne kun en meget hurtig sagsbehandling have haft nogen virkning. Men sagsbehandlingstiden var tværtimod over 3 ½ år. Og efter forløbet af den tid var vejen ikke blot færdiganlagt – den havde allerede været i brug et års tid. Alligevel argumenterer kommissionen med at fordi motorvejen allerede er anlagt, så kan de ikke give klagerne medhold. Konklusionen af dette er, at en klage over et sådant teknisk anlæg aldrig vil kunne nytte, da anlægstiden stort set altid vil være kortere end sagsbehandlingstiden i Bruxelles. Dette er således en alvorlig svækkelse af artikel 12, der gør at artiklen i praksis ikke er nær så meget værd som man umiddelbart skulle tro.

Derudover er der spørgsmålet om erstatningsbiotoper. Amtet har henholdt sig til at man ifølge artikel 16 kan anlægge vejen af hensyn til ”bydende nødvendige samfundsinteresser”, hvis der ikke findes nogen anden brugbar løsning, og fravigelsen ikke hindrer opretholdelse af den pågældende bestands bevaringsstatus. Amtet hævder, at bevaringsstatus ikke er ændret. Dels er der anlagt nogle ”paddetunneler”, sådan at frøer kan komme fra den ene side af vejen til den anden (dvs. bestanden er ikke opsplittet i to), og dels anlægges der erstatningshuller.

Hertil må kommenteres: Der er udført to forskellige tunnelanlæg, et billigt og et dyrt, men kun det dyre fungerer. Der er konstateret ihjelkørte løgfrøer i betydeligt antal. Hvad angår såkaldte erstatningshuller, så har amtet hele tiden haft et vandhulsprogram, ifølge hvilket der årligt anlægges eller oprenses typisk 1-3 vandhuller til løgfrøen. Dette allerede eksisterende vandhulsprogram er ikke blevet accelereret i forbindelse med vejanlægget. Det vil sige at en aktivitet som alligevel ville foregå, kaldes en kompense-

rende foranstaltning. Et nygravet hul ("erstatningshul") i nærheden af den nu uddøde yngleforekomst henligger uden forekomst af løgfrøer. Summa summarum er at vejanlægget faktisk har virket negativt på områdets bestand og har splittet den op i to, således at det fremover bliver endnu sværere at opfylde kriteriet $N_e > 500$ dyr. Samt at de vandhulsoprensninger der har været betalt af det offentlige af hensyn til løgfrøen, har været en spildt udgift, da der ikke fra amtets vejkontor er udbetalt erstatning til naturkontoret.

Erfaringerne med denne sag har således været meget negative; der må herske stor tvivl om hvorvidt artikel 12 i fremtiden vil være til væsentlig nytte.

Sidenhen er der opstået problemer med andre vejanlæg. Det gælder således p.t. planlagte vejanlæg ved Vejle og ved Nordborg på Als, hvor vejen skærer sig ind igennem vigtige forekomster af løvfrøer. Dette er endnu engang problematisk, fordi det reducerer muligheden for at opfylde kriteriet $N_e > 500$ dyr. Habitatdirektiv eller ej, hensynet til bilismen vil altid veje tungere end hensynet til frøerne.

Når der virkelig står noget på spil, er Habitatdirektivets artikel 12 således af underordnet betydning. Artiklens vigtigste effekt i Danmark er at den forhindrer børn på Lolland-Falster, Bornholm og andre steder i at indsamle frøæg for at holde haletudserne i akvarier.

11.5 Er stram forvaltning af artikel 12 altid hensigtsmæssig ?

Det ovenstående eksempel omhandler løgfrøen. I dette og mange andre områder hvor der anlægges veje, findes også f.eks. spidssnudet frø og stor vandsalamander. I området nord for Hillerød er spidssnudet frø meget almindelig og talrig, og visse steder yngler den fint i vandhuller lige op til motorvejen, ja endog i vandhuller inde i sløjferne ved en motorvejsudfletning.

Såfremt man skulle forvalte artikel 12 meget stramt, så skulle man altså ud og argumentere for at det er bydende nødvendigt at bevare hver eneste forekomst af områdets almindeligste frøart, også selv om den trives i tæt tilknytning til vejanlægget.

En sådan praksis kan jeg ikke støtte. Det vil før eller siden give bagslag, når først det går op for lægfolk og myndigheder at det der skal forhindre vejanlæg og andre nødvendige tiltag, er de helt almindelige frøer som findes allevegne i området. Og når først respekten for Habitatdirektivet således er blevet svækket, så vil det bagefter ikke være muligt at argumentere for hensyn til en art som virkelig er sjælden og truet, så som løgfrøen, idet løgfrø og spidssnudet frø står på samme bilag i Habitatdirektivet. Det er ud fra disse overvejelser, at vi i vores klagesag ikke har berørt forekomsterne af stor vandsalamander og spidssnudet frø i de samme vandhuller.

Konklusionen er således at hvis artikel 12 bliver forvaltet for stramt og rigoristisk, så vil det kunne nedbryde respekten for de personer der arbejder med paddebevaring; det vil især ske hvis artiklen håndhæves strengt over for den lille mand der ødelægger et levested for en almindelig art, samtidig med

at man ser gennem fingre med at "de store" ødelægger levesteder for sjældne arter.

11.6 Hvordan suppleres direktivet med specifik dansk lovgivning ?

De arter der er sjældne og truede i Danmark, er ikke nødvendigvis de samme som dem der er sjældne og truede på europæisk plan. Habitatdirektivet kan derfor ikke stå alene; der må suppleres med specifik dansk lovgivning.

En art som er meget sjælden i Danmark, men ikke i Europa, er bjergsalamanderen. Denne art er da også beskyttet efter artsfredningsbekendtgørelsen fra 1981 (som senere er blevet revideret).

I Danmark har vi desuden Naturbeskyttelseslovens § 3, som beskytter langt de fleste vandhuller. Dette betyder at vi får beskyttet vandhuller såvel indenfor som udenfor habitatområder, og såvel huller med bilag IV-arter som uden bilag IV-arter.

Derudover har vi den mulighed at vi kan beskytte særlig vigtige forekomster ved at frede områderne. I Sønderjylland er der f.eks. fredet flere områder af hensyn til bjergsalamanderen, som er sjælden hos os, men ikke omfattet af habitatdirektivet. En vis beskyttelse kan også opnås ved tinglysning; det har især været benyttet for vandhuller med bjergsalamander, men også for visse klokkefrø-vandhuller.

I mindre omfang er der endvidere sket opkøb af arealer af hensyn til padder. Dette gælder især nogle lokaliteter med klokkefrø i Fyns Amt. Opkøbet er sket med midler fra f.eks. private fonds, hvorefter arealerne er foræret til amtet. Samtidig tinglyses det at området skal forvaltes med henblik på klokkefrøer.

12. Konklusioner og perspektiver

12.1 Passiv versus aktiv bevaring

Den historiske gennemgang i kapitel 4 kan sammenfattes i et spørgsmål om passiv bevaring versus aktiv bevaring. Frem til begyndelsen af 1980'erne skete bevaring af padder ud fra en tankegang om at de skulle beskyttes mod negative påvirkninger, altså en passiv tilgang. Et eksempel herpå er fredning af bestemte vandhuller. Det fremgik at over for padder har denne strategi ikke virket.

Fra midt i 1980'erne er fokus flyttet over på aktiv bevaring. Det drejer sig f.eks. om oprensning af vandhuller. Det fremgik at denne strategi har virket særdeles godt.

Vi står nu over for at fortolke habitatdirektivets kriterier om gunstig bevaringsstatus. De kriterier der står til rådighed, er som nævnt:

- *størrelsen af udbredelsesområdet må ikke formindskes*
- *bestandens størrelse må ikke formindskes*
- *størrelsen af artens habitat skal være tilstrækkelig*

Når disse kriterier skal omsættes til noget mere konkret, så er der igen mulighed for en forskellig vægtning af det passive og det aktive aspekt. Hvis man i sin fortolkning lægger vægt på en traditionel opfattelse med vægt på det passive (beskyttelse), så vil ovenstående kriterier blive til følgende:

- *det er særlig vigtigt at forekomster på randen af udbredelsen bevares*
- *forholdene er OK, hvis bestandene er stabile*
- *det er svært at definere hvor stor habitatens skal være, men kerneområdet skal i hvert fald fredes.*

Men man kan også i sin fortolkning lægge vægt på en moderne opfattelse som inddrager viden om genetiske forhold, og som lægger vægt på aktive tiltag. I så fald vil ovenstående kriterier snarere blive til følgende:

- *ved randen af udbredelsen skal der lægges særlig vægt på forbedring og udvidelse af habitatens.*
- *det er ikke nok at bestandene er stabile, de skal enten være i vækst eller opfylde kriteriet $N_e > 500$ dyr.*
- *der skal ske en aktiv udvidelse af habitatens, indtil kriteriet $N_e > 500$ dyr kan opfyldes. Dette kan også ske ved at etablere økologiske forbindelser, sådan at opsplittede små bestande igen slås sammen til større bestande.*

Jeg vil anbefale at man anvender den sidstnævnte fortolkning, og ikke den førstnævnte.

12.2 Central versus decentral indsats

Som omtalt i kapitel 4 har indsatsen i de sidste ca. 15 år ført til mange succeser. Det er lykkedes at ”knække” adskillige af de stejlt nedadgående kurver.

Det faglige grundlag for disse succeser er den aktive tilgang. Men hvad er det organisatoriske grundlag? Forudsætningerne for at det kunne gå så godt, har været tre:

- 1) At man opfandt begrebet naturgenopretning, og bevilgede store pengebeløb til formålet.
- 2) At der fandtes mennesker med stærk motivation, såkaldte ildsjæle. Dette punkt må ikke undervurderes. De engagerede personer har i visse tilfælde opnået fast ansættelse i amterne, og i to amter har de haft god mulighed for at yde en stor indsats. Men som hovedregel har de engagerede personer enten været løsttilknyttede konsulenter, eller amatører. De allermest vellykkede projekter, hvor arbejdet så at sige er gjort færdigt (løvfrøerne på Als, bjergsalamanderen i Sønderjylland) er helt igennem administreret af ulønnede amatører i deres fritid.
- 3) Arbejdet er sket i forståelse med lodsejerne. Hertil må siges, at bevaring i modstrid med lodsejernes ønske i praksis næppe er mulig. Det viser sig, at kun hvor ejeren går ind for formålet, lykkes bevaringen. Det er al-

tid muligt for en ejer at obstruere og lade være at vise hensyn, såfremt han er imod bevaringen. Det er derfor en nødvendig og integreret del af de udførte projekter, at hvert eneste tiltag er sket efter samtale med ejeren, og i forståelse med ham. Herved skabes desuden en positiv grundholdning, som breder sig som ringe i vandet til de omkringboende og skaber en almen sympati for vandhuller og padder. Dette er i modsætning til krav som bliver trukket ned over hovedet på lodsejerne ovenfra. Sådanne krav skaber modvilje, og denne modvilje vil ligeledes kunne brede sig som ringe i vandet til de omkringboende og skabe en almen modvilje mod vandhuller og padder. Netto-virkningen af sådanne krav ovenfra kan derfor blive tilbagegang for padderne.

Det er derfor vigtigt at holde sig dimensionen central – decentral for øje. Indtil nu har det fungeret fremragende, at man fra centralt hold har skabt de overordnede rammer, især m.h.t. økonomi, men at såvel initiativ som planlægning og gennemførelse er foregået meget decentralt.

Den motivation der præger de personer der arbejder praktisk med paddebevaring, er også en motivation for at helheden skal fungere, altså at der sker den optimale prioritering af de forhåndenværende ressourcer (tid og penge) på nationalt plan. Der har været et tæt, men uformelt samarbejde, baseret på personlige venskaber samt et eller to årlige orienteringsmøder. Ved dette samarbejde er der skabt en fornuftig koordinering og prioritering af indsatsen på landsplan, dog kun i det omfang som den lokale velvilje i de enkelte amter har tilladt.

Der har således været tale om den form for begejstring der kan betegnes ”pionér-ånd”. Spørgsmålet er, om pionér-tiden er ved at være forbi, og om der nu kan flyttes fokus væk fra den noget anarkistiske, fleksible og hurtige indsats til den centralt styrede, mere stive og langsomme indsats. Og videre må man spørge, hvad rolle spiller habitatdirektivet for denne afvejning?

12.3 Hvad nyt kan habitat-direktivet bidrage med ?

Habitat-direktivet er dybest set et meget centralt initiativ, da det jo stammer fra Bruxelles. Dette forhindrer ikke nødvendigvis, at det i Danmark kan implementeres på en måde som støtter en decentral organisering.

Habitatdirektivet kan hjælpe de steder hvor de hidtidige bestræbelser er kommet til kort. Det gælder f.eks. i de amter hvor indsatsen for padderne er klart utilstrækkelig, eller hvor der overhovedet intet er gjort. Når f.eks. Vestsjællands Amt konsekvent har været uvillig til at redde strandtudsens fra at uddø på Sjælland, så kunne man måske nu i 11. time fra centralt hold, med hjemmel i habitat-direktivet, tvinge amtet til at bevilge penge til en sådan rednings-indsats. Indsatsen kunne så udføres på samme måde som vi er vant til, nemlig ved at løst tilknyttede konsulenter så at sige udstyres med en pose penge og så har til opgave at opnå mest muligt inden for det afsatte beløb. Problemet i det aktuelle eksempel er om habitat-direktivet faktisk indeholder hjemmel til noget sådant. Strandtudsens er kun på bilag IV, ikke på liste II, og det er et fortolkningsspørgsmål om bilag IV er tilstrækkelig basis til at hjemle en aktiv bevaringsindsats.

I afsnit 10.3, om forvaltningsbehov for stor vandsalamander, har jeg omtalt ”Århus Amt – modellen”. Den går ud på at lodsejere kan få 50 % tilskud til at skabe eller oprense vandhuller, sådan at tilbuddet gælder et år ad gangen på skift for udvalgte dele af amtet. En sådan model ville kunne forbedre den nationale status for stor vandsalamander, og som det blev nævnt i kapitel 10, også for f.eks. springfrø og grøn frø. Modellen er god fordi den bygger på positiv kontakt med lodsejerne, og behovet for en sådan ordning vides at være meget stort også i andre amter. Der er særdeles mange lodsejere som gerne ville rense deres vandhuller op, hvis blot pengene kunne skaffes. Spørgsmålet er om man med hjemmel i habitatdirektivet, og med stor vandsalamander som løftestang, kan tvinge de øvrige amter til at iværksætte en sådan ordning.

12.4 Fordelingen af naturgenopretnings-midlerne

De ovennævnte forslag indebærer at de berørte amter skal anvende flere penge end nu. Det er ikke umiddelbart realistisk at det vil ske. Når Århus Amt har kunnet iværksætte ”Århus Amt – modellen”, så er det fordi det er et folkerigt amt som får tildelt en relativt stor andel af naturgenopretningsmidlerne.

Indtil 1992 blev bloktilskuddene til den amtslige naturgenopretning fordelt i forhold til amternes areal. Men fra 1992 blev dette ændret, således at det nu sker i forhold til befolkningstallet (mere præcis: skattegrundlaget). Ændringen var politisk motiveret, ikke fagligt. Dette betyder at der ikke længere er penge nok i amter med meget natur og en lille befolkning, men derimod stort overskud af penge i amter med lidt natur og stor befolkning (Københavns-området). Særlig alvorligt har ændringen ramt Bornholms Amt, der har særlig store naturværdier at tage vare på, men meget lille befolkning. Det betyder at fra 1992 har naturgenopretnings-indsatsen på Bornholm været sat på vågeblus, og uanset hvad man fra centralt hold kunne diktere at der skulle foregå for padderne på Bornholm, så kan dette ikke forventes realiseret, med mindre der sker en justering af de tildelte naturgenopretnings-midler.

Når det gælder padder, så betyder det f.eks. konkret at en tilstrækkelig indsats for latterfrøen, som kun findes på Bornholm og Christiansø, ikke er økonomisk mulig.

Christiansø udgør i øvrigt et særligt problem, idet øen administrativt ikke hører under Bornholms Amt, men under Forsvarsministeriet. Hidtil er den praktiske indsats på øen betalt af det generelle budget for øen, altså på bekostning af f.eks. budgettet for øens befolkning. Overvågningen er dels sket med en central bevilling fra DMU, dels med ulønnet indsats.

Eksemplet Christiansø åbner for en anden mulighed for at finansiere den nødvendige indsats, nemlig at man bevilger penge fra centralt hold til en indsats i områder hvor der ikke lokalt er økonomisk mulighed for at afholde de nødvendige udgifter.

12.5 Nationale bevaringsmålsætninger

Habitatdirektivet er anledning til, at man p.t. i DMU forsøger at udarbejde nationale bevaringsmålsætninger for arterne på bilag II. Man forsøger at formulere et antal præcise og målbare kriterier, som skal søges opfyldt.

For den ene af arterne på bilag II, nemlig klokkefrøen, er dette på en måde overflødig. Den præcise målsætning kan ikke føre til en ekstra indsats, for under LIFE-projektet udføres allerede den maksimalt mulige indsats. For den anden af arterne, stor vandsalamander, er situationen stik modsat; her foregår der p.t. intet som helst, og den opstillede målsætning indebærer at der skal gøres en hel masse. Dette kræver meget store nye bevillinger, jævnfør afsnit 12.4, og uden disse er målsætningen ikke noget værd.

Jeg kan ikke gå meget i detaljer med det foreliggende forslag til målsætninger. Jeg vil nøjes med to eksempler.

1) For klokkefrøen ses i det foreløbige udkast følgende forslag til kriterium for vandhulernes omgivelser inden for en afstand af 50 m: ”Der må ikke være agerjord eller andre arealer med en intensiv udnyttelse med gødsning, sprøjtning, dræning o.l. Området omkring ynglevandhullet skal græsses eller slås ekstensivt.”

Kommentar: Kriteriet er umuligt at opfylde. I LIFE-projektet var der f.eks. afsat midler på budgettet til opkøb af beskyttelseszoner omkring vigtige vandhuller på marker i et bestemt område. Da det kom til stykket, viste det sig imidlertid fuldstændig umuligt at oprette disse zoner, selv om pengene var til rådighed. Landmændene ville ganske enkelt ikke sælge, og i det hele taget ikke under nogen omstændigheder afgive dyrkningsjord. Den eneste mulighed for at gennemføre noget sådant vil altså være ekspropriation; dette er der ikke politisk vilje til.

Ønsket om at omgivelserne skal græsses er også umuligt at opfylde. Dette punkt vil jeg vende tilbage til.

Såfremt akademikere – måske ligefrem bymennesker – vedtager sådanne kriterier og forlanger dem gennemført i praksis, sker der lige netop det som skal søges undgået – der skabes konflikter imellem by og land, akademikere og landbrugere. Landbrugerne vil ryste på hovedet af krav som de for det første finder urealistiske, og som de for det andet ikke kan indse skulle være nødvendige. De vil sige at frøerne overlever jo p.t. rent faktisk i vandhuller uden beskyttelseszoner.

2) For stor vandsalamander ses i det foreløbige udkast følgende forslag til kriterium for antal vandhuller med arten: ”I både den østlige del af Jylland samt i hver af delregionerne øst for Lillebælt skal arten findes i mindst 20 % af vandhullerne.”

Kommentar: I Østjylland findes stor vandsalamander i en betydelig lavere andel af alle de vandhuller som kunne være egnet til arten. Måske er forholdene her – m.h.t. jordbund m.m. – sådan at arten slet ikke kan nå op på at være i 20 % af vandhullerne, selv om samtlige vandhuller gøres egnede til arten. Det vil i hvert fald kræve en ganske gigantisk indsats med oprensning, træfældning osv. Hvor skal pengene hertil komme fra, og er det umagen værd ?

Sådanne præcise mål er altså et tveægget sværd. De kan fremprovokere den nødvendige indsats, men de kan også give en uheldig mangel på fleksibilitet.

12.6 Hvilke arter skal bevares ?

Padderne er specielle ved at kun 3 af vore arter ikke er omfattet af habitatdirektivet. For de fleste andre organismegrupper ser det helt anderledes ud. Det gælder således inden for botanikken. Hvis vi i Danmark kun skulle bevare de blomsterplanter der er omfattet af direktivet, så ville det se sort ud for den danske flora. Det kan derfor ikke være et generelt kriterium at det nu kun kan være arter på direktivet der skal gøres noget for.

Når det gælder padderne, så har vi hidtil gået frem på den måde at vi har taget os af de sjældneste arter først. For ti år siden var de tre sjældneste arter bjergsalamander, klokkefrø og løvfrø. For den første er arbejdet nu færdigt. For klokkefrøen er alt hvad der kan gøres, sat i værk, og pr. 2003 vil arbejdet være færdigt for alle kendte bestande på nær en. For løvfrøen er arbejdet færdigt for de største bestande, men for de små bestande på Sjælland og Lolland mangler der endnu en del.

Derefter er en stor indsats for de næstsjældneste arter gået i gang. Det gælder især løgfrø og fløjtetudse, i mindre omfang strandtudse, springfrø og latterfrø. Her er der stadig brug for en betydelig indsats.

For nogle af disse arter kunne der være fornuft i at udarbejde nationale eller regionale forvaltningsplaner. Nyttens heraf er dog begrænset hvis der ikke samtidig mobiliseres de økonomiske midler som kræves til at udføre planerne. Omvendt må man sige at hvis disse midler bevilges, så er det med den forhåndenværende ekspertise muligt at udføre en velkoordineret hjælpeindsats også uden at der skal udarbejdes en forvaltningsplan først, ganske som det hidtil er sket med de sjældneste arter.

De almindeligste arter er så udbredte, at det indtil nu ikke har været økonomisk realistisk at yde en indsats på et sådant niveau at det ville kunne mærkes på nationalt plan. Det nye er så nu, at habitatdirektivet stiller krav om en indsats for stor vandsalamander. Såfremt der faktisk bevilges penge til dette, så kan indsatsen formentlig godt indrettes sådan, at det ikke blot kommer denne art til gode, men også andre almindelige arter. Her kan specielt tænkes på grøn frø, som så vidt vides er i stærk tilbagegang, og som nogenlunde lever i de samme områder af landet og i de samme vandhuller som stor vandsalamander.

En anden almindelig art i stærk tilbagegang er spidssnudet frø. Her er forholdene anderledes. Den vil næppe få ret meget gavn af en indsats for stor vandsalamander. Her er en specifik indsats stærkt påkrævet.

12.7 Hvad der kan gøres for spidssnudet frø – moseloddernes jura

Spidssnudet frø lever som nævnt især i større sammenhængende mose- og engområder. En indsats til gavn for arten i disse områder vanskeliggøres først og fremmest af afvandingsforholdene. At arten er gået tilbage, skyldes

for en stor del at næsten hvert eneste område af denne type i Danmark er blevet forsøgt afvandet. Skal udviklingen vendes, så skal der sløjfes drængrøfter.

Indtil videre er dette så besværligt, at det i praksis næppe er muligt. Det skyldes, at fra gammel tid er alle sådanne moser og enge delt op i et meget stort antal små lodder, og endnu i dag er der som regel mange forskellige ejere med hver deres ønske om brug af området. Nogle er f.eks. jagtinteresserede og ser gerne at området gror til med tæt krat, hvilket vil skade frøerne.

Når et større afvandingsprojekt af et lavtliggende område i sin tid blev sat i gang, så foregik det på den måde at der opstod et initiativ, og initiativtagerne forsøgte så at få flest mulige af ejerne med på ideen. Når der var opnået opbakning fra 50 %, kunne projektet vedtages. Når udviklingen nu skal drejes den modsatte vej, så er vilkårene imidlertid ikke de samme. Hvis 19 ejere går ind for en vandstandshævning, mens én ejer er imod dette, så kan vandstandshævning ikke vedtages. Det er en ”polsk rigsdag”. Jeg kunne ønske at dette blev ændret, sådan at der også her blev tale om flertalsafgørelser. Altså at hvis man vil vedtage at ophæve afvandingsprojektet og vende tilbage til den gamle vandstand, så kræves igen kun 50 % flertal. Dette vil give et realistisk håb om at man i hvert fald visse steder kunne realisere en forøget vandstand.

12.8 Vandmiljøplanen og engene

Af hensyn til vandmiljøet skal store markarealer langs vandløbene lægges ud som udyrkede arealer, hvor nitratholdigt overfladevand kan blive rensset ved denitrifikation i den vandlidende jord.

Jeg vil skønne at disse arealer slet ikke får den positive betydning for padderne som man kunne håbe på. Det ligger i sagens natur, at der bliver tale om næringsrig vegetation; det vil formentlig dels blive højstauedeeng med brændenælder og dueurter, dels pilekrat. Sådanne områder er ikke særlig gunstige for padderne, især ikke hvis også vandhullerne gror til på denne måde. Skulle områderne komme padderne til nytte, så skulle de drives med høslæt eller afgræsning, men dette er jo forbudt.

Såfremt man kan ophæve forbudet mod høslæt eller græsning, under passende specifikke vilkår, kunne det derimod blive meget positivt for padderne.

12.9 Afgræsning af vandhullernes kanter

Hvis man graver et nyt vandhul, eller oprenser et gammelt, så gælder det om fremover at undgå at hullet gror til med f.eks. pilekrat. For hvis det sker, så vil i hvert fald de sjældnere arter ikke kunne yngle der. I mange tilfælde vil den bedste løsning være at sætte en elektrisk tråd op og lave en lille fold hvor der f.eks. kan gå et par kvier.

Indtil for et par år siden var dette en mulighed, men det er det ikke mere. På grund af BSE-epidemien er der nu indført meget stram kontrol med alt

kvæghold. Disse krav er udformet på en sådan måde, at de ensidigt er til fordel for kvægbrugere med stordrift, og til ulempe for små kvægbrug. I realiteten er kvæghold i lille skala økonomisk og administrativt set blevet en umulighed. Især er det blevet helt uladsiggørligt at have et par kvier gående i en lille fold af hensyn til naturpleje. Dette vil i løbet af få år fra nu af føre til meget negative konsekvenser for padderne på alle de mange steder hvor vandhuller holdes afgræssede af kvæg. Reglerne medfører at enten må kvægbesætningen nedlægges, eller også forøges til en sådan størrelse at vandhullet overbelastes med gødning.

Det må være muligt at ændre kontrolforanstaltningerne på en sådan måde at naturpleje med kvæg i lille skala ikke bliver en umulighed. Det kan ikke være rigtigt at sådanne ordninger ensidigt skal favorisere stordrift.

12.10 Retablering af grusgrave

Strandtudse, fløjtetudse og latterfrø lever for en stor del i grusgrave eller andre råstofgrave. I mange egne findes her de vigtigste eller de eneste forekomster af disse arter.

Der er nogle bestemte regler om hvordan grusgrave skal retableres efter endt gravning. Når først retablingsplanerne er lagt, så kan det være meget svært senere at indføre hensyn til padderne. Retableringen sker ofte på en sådan måde at det fører til paddernes udryddelse, dels ved at selve jordarbejdet slår dem ihjel, og dels ved at levestedet ændres i ugunstig retning. Et væsentligt problem er f.eks. at der ved retableringen udlægges muldjord og på den måde sættes fart på tilgroningen. Tilgroning får de to tudse-arter til at forsvinde; det kunne modvirkes ved etablering af græsningsfolde med f.eks. heste.

Der er behov for at revurdere reglerne om retablering og skabe et bedre samarbejde mellem naturforvaltning og råstofforvaltning.

12.11 Afslutning

Dette var nogle få vigtige punkter om fremtidig naturforvaltning i forhold til padderne.

Da padderne hovedsagelig lever i det åbne land, specielt i landbrugslandet, så har hele den måde hvorpå dansk landbrug drives, stor indflydelse på paddernes situation. En dækkende redegørelse for dette ville imidlertid kræve en gennemgang af alle aspekter af moderne landbrugsdrift, og det tillader pladsen ikke.

13. Referencer

Briggs, L. (1993). Appendix (78 pp.) til specialerapport ved Biologisk Institut, Odense Universitet: Populationsbiologi hos klokkefrø med særligt henblik på artens bevarelse i Danmark.

Briggs, L. (1999). Padder: Klokkefrø *Bombina bombina*. Hjortø. Pp. 104-106 i Overvågning af rødlistede arter 1998. Arbejdsrapport nr. 110 fra DMU.

Bringsøe, H. & Mikkelsen, U. S. (1997): Newt in progress: Status for *Triturus alpestris* in Denmark. Memoranda Societas pro fauna et flora Fennica 73 (3-4): 105-108.

Edenhamn, P (1996): Spatial dynamics of the European tree frog (*Hyla arborea* L.) in a heterogenous landscape. Sveriges Lantbruks Universitet, Institutionen för viltekologi. rapport 31. Dissertation. Uppsala.

Fog, K. (1988a): Reinvestigation of 1300 amphibian localities recorded in the 1940s. Memoranda Societas pro fauna et flora Fennica 64 (3): 134-135.

Fog, K. (1988b): An investigation of all ponds with *Hyla arborea* on the island of Als, DK. II. Statistical treatment of results.

Fog, K. (1988c): Løvfrøer – og andre padder på Bornholm. Teknisk forvaltning, Bornholms Amtskommune. 79 pp.

Fog, K. (1993) Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. 170 pp. Skov- og Naturstyrelsen.

Fog, K. (1997a): A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. Memoranda Societas pro fauna et flora Fennica 73 (3-4): 91-100.

Fog, K. (1997b): Økologi- en grundbog. 423 pp. Gads Forlag (pp. 390-391 heri).

Fog, K. (1998): Løvfrøerne i Sydsjælland. Rapport for 1995-97. 48 pp. Storstrøms Amt.

Fog, K. (1999): Padder: Klokkefrø *Bombina bombina*. Baggrund. Pp. 79-89 i P. Wind et al.: Overvågning af rødlistede arter 1998. Arbejdsrapport nr. 110 fra DMU.

Franklin, I. R. (1980): Evolutionary change in small populations. Pp. 241-261 i Soulé, M. E. & Wilcox B. A. (eds.): Conservation Biology, an evolutionary-ecological perspective. Sinauer associates.

Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. (1986): Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp. 19-34 i M. E. Soulé (ed.): Conservation biology. The science of scarcity and diversity. Sinauer associates.

Great crested newt species action plan steering group (1999): UK great crested newt *Triturus cristatus* species action plan. Work programme 1998-2002. Version 1.1. Unpublished report. E-mail: james@tritonhouse.demon.co.uk.

Hansen, L. (1988): Løvfrøen på Als. 137 pp. Augustenborg lokalkomité af Danmarks Naturfredningsforening.

Jensen, B. H. (1997): Relocation of a garlic toad (*Pelobates fuscus*) population. *Memoranda Societas pro fauna et flora Fennica* 73: 111-113.

Kimura, M. & Crow, J. F. (1964): The number of alleles that can be maintained in a finite population. *Genetics* 49: 725-738.

Latter, B. D. H. & Mulley, J. C. (1995): Genetic adaptation to captivity and inbreeding depression in small laboratory populations of *Drosophila melanogaster*. *Genetics* 139 (1): 255-266.

Lehmkuhl, J. F. (1984): Determining size and dispersion of minimum viable populations for land management planning and species conservation. *Environmental management* 8 (2): 167-176.

Rybacki, M. (1999): Grøn frø bestande med *Rana ridibunda* hunner og *Rana esculenta* hanner. Pp. 109-121 i P. Wind et al.: Overvågning af rødlistede arter 1998. Arbejdsrapport nr. 110 fra DMU.

Siegismund, H. R. (1993): Naturbevaring og genetik. 99 pp. Nord 1993:6. Nordisk Ministerråd.

Skriver, P. (1985): Løvfrø-projektet – et forsøg på genetablering af den østjyske løvfrøbestand. 56 pp. Århus Kommune, Park- og Kirkegårdsforvaltningen.

Skriver, P. (1988): A pond restoration project and a tree-frog (*Hyla arborea*) project in the municipality of Aarhus. *Memoranda Societas pro fauna et flora Fennica* 64 (3): 146-147.

Wind, P. et al. (1999): Overvågning af rødlistede arter 1998. Arbejdsrapport nr. 110 fra DMU. 125 pp.