



Miljø- og
Fødevareministeriet
Naturstyrelsen

Forvaltningsplan for strandtudsen

Beskyttelse og forvaltning af strandtudsen,
Epidalea calamita og dens levesteder i Danmark

Forvaltningsplan for strandtudsens
Beskyttelse og forvaltning af strandtudsens, *Epidalea calamita*
og dens levesteder i Danmark

Udgivet af:

Naturstyrelsen, Miljø- og Fødevarerministeriet 2015

Forfatter:

Lars Christian Adrados, Amphi Consult

Tegninger:

© Paul Veenvliet og © Lars Christian Adrados

Lay-out:

Monsoon Graphic Interpretation

Fotos:

Lars Christian Adrados, Kåre Fog, Finn Hansen og Sabine Stosiek

Redaktion:

Naturstyrelsen

Citeres som:

Adrados L. C. (2015): Forvaltningsplan for strandtudsens, Beskyttelse og forvaltning af strandtudsens, *Epidalea calamita* og dens levesteder i Danmark. Miljø- og Fødevarerministeriet, Naturstyrelsen

Strandtudse-projektgruppe:

I forbindelse med udarbejdelsen af denne forvaltningsplan blev der nedsat en projektgruppe, der primært havde til formål at give faglige bidrag og faglig respons. Der rettes en tak til de personer, der har deltaget i dette arbejde.

Personerne, der har deltaget i arbejdet, er foruden forfatteren og illustratorene: Kåre Fog, Lars Briggs, Peer Ravn, Sabine Stosiek, og Finn Hansen.

ISBN:

978-87-7279-692-5 (WEB)

Planen må gerne citeres med angivelse af kilde.

Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
DK-2100 København Ø
Tlf. 7254 3000
nst@nst.dk

Planen kan også læses på www.naturstyrelsen.dk

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
Status og lovgivningsmæssig beskyttelse	6
Status	6
Lovgivningsmæssig beskyttelse	6
Beskyttelse i internationale direktiver og konventioner	10
Identifikation, biologi, udbredelse, registrering og overvågning	13
Slægtskabsforhold	13
Identifikation	13
Biologi	15
Indvandringshistorie	20
Nuværende udbredelse	21
Beskrivelse af levesteder	23
Spredningskorridorer, spredningsevne og kontakt mellem populationer	26
Registreringsmetoder	27
Tendenser i udbredelse	28
Genetiske perspektiver	30
Trusler	31
Nuværende overvågning	33
Fremtidig forvaltning	34
Målsætning	34
Succeskriterier	34
Anbefalinger til indsats	35
Forskning og udredning	37
Gode råd til forvaltning af strandtudse	38
Oversigt over tilskudsordninger	41
Landdistriktsprogrammet 2014-2020	41
LIFE+ (2014-2023)	41
English summary	43
Litteraturliste	45

Forord

Danmark er ligesom resten af det europæiske fællesskab underlagt nogle generelle beskyttelseskrav, der har til sigte at værne om væres fælles europæiske natur.

Som led i Danmarks implementering af dele af EU's habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiv vedtog Folketinget i juni 2009 en lov der trådte i kraft 1. oktober 2009.

Loven tilføjer nye bestemmelser i bl.a. naturbeskyttelsesloven.

Bestemmelserne omhandler bl.a. forbud mod:

- At ødelægge yngle- og rasteområder.
- Forsætligt at forstyrre bl.a. dyrearter opført på habitatdirektivets bilag IV med skadevirkning for arten eller bestanden. Forbuddet gælder i forhold til alle livsstadier af omfattede dyrearter.

Reglerne supplerer den gældende beskyttelse. Forbuddet gælder dyrearter opført på habitatdirektivets bilag IV.

Den sjældne strandtudse er en bilag IV-art, og Danmark er derfor forpligtet til at passe på den.

Ifølge bemærkningerne til loven er det besluttet, at målrette den aktive naturforvaltning ved at udarbejde forvaltningsplaner for de mest udsatte arter. Det gælder for hasselmus, birkemus, alle de 17 kendte danske flagermusarter, markfirben, strandtudse samt grønbroget tudse. Derudover er der for disse arter udarbejdet en række tilskudsordninger med henblik på at bevare og etablere potentielle yngle- og rasteområder.

Denne forvaltningsplan for strandtudse er udsendt af Naturstyrelsen som led i opfølgning af lovens bemærkninger.

Forvaltningsplanen samler vores eksisterende viden om strandtudsens, om dens tilstand og giver en række anbefalinger, til hvordan vi fremover kan sikre den i vores natur.

Den giver f.eks. anvisninger på pleje i klit og klithede, eng og strandeng samt råstofgrave, således at strandtudsens yngle- og rasteområder kan opretholdes og forbedres.

Planen vil således kunne danne ramme for en forskelligartet, prioriteret indsats med forslag til artsvenlig arealudnyttelse, egentlige biotopsforbedringer samt rådgivning til administratorer, lodsejere, planlæggere og offentligheden.

Målet er at have fokus på bevaring af strandtudsens som en vigtig del af den danske fauna.

Strandtudsens er kun udbredt i Europa, hvortil den som istidsrelikt fra den Iberiske Halvø er indvandret. Den lever i Danmark på det nordvestligste af sit udbredelsesområde. Den er som så mange andre arter særegen i sin adfærd og biologi, er nataktiv, tåler dårligt konkurrence fra andre frøer og tudser og fortrækker at yngle i vandsamlinger der tørrer ud i løbet af sommeren.

Strandtudsens har en meget kraftig stemme der kan høres på op til flere kilometers afstand, når den kvækker i de stille forårsmåneder. Mange har nok hørt den "et sted i mørket", men færre har nok set den. På grund af ændringer af det danske landskab gennem det seneste halvt-hundrede år er den blevet mere og mere sjælden, men den er en naturlig del af den biologiske mangfoldighed i Danmark, og bør derfor bevares.

Sammenfatning

I Danmark findes strandtudsens i klitten og klitheden langs den jyske vestkyst, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm. Den findes desuden på et fåtal indlandslokaliteter, primært råstofgrave og enkelte store næringsfattige søer.

Ved sammenlignelige registreringer i 25-års perioden fra 1975-86 til 2002-12 er det konstateret, at arten er forsvundet fra ca. 10% af områderne langs den jyske vestkyst, ca. 40% af strandengene og knap 60% af indlandslokaliteterne.

Fremskrivninger af udviklingen viser, at strandtudsens på 100 års sigt kun får beskeden tilbagegang i store del af områderne langs den jyske vestkyst. I nogle områder langs den jyske vestkyst, hvor bestandene i dag er mere fragmenterede, viser fremskrivning, at strandtudsens uden tiltag til gavn for arten på 75 års sigt vil opleve en halvering af udbredelsesområdet. Fremskrivninger i Lillebæltsområdet er flertydige. Bruges stort kvadratnet vil den på 100 års sigt opleve en reduktion af udbredelsesområdet på 30%, men bruges mindre kvadratnet vil den allerede på 25 års sigt opleve en reduktion af udbredelsesområdet på 50%. Endvidere viser fremskrivningerne, at strandtudsens uden tiltag til gavn for arten på 50 års sigt kan forventes at få en reduktion af udbredelsesområdet i Limfjordsområdet på ca. 50% og på 25 års sigt ca. 75% langs de østdanske

enge og strandenge. Endelig viser fremskrivningerne, at arten på 25 års sigt forventes at få en reduktion af udbredelsesområdet på indlandslokaliteter på ca. 90%.

På trods af, at den er beskyttet af lovgivning både nationalt og internationalt, er strandtudsens status truet på grund af mangel på egnede levesteder, herunder især yngleområder. Strandtudsens er i seneste indrapportering til EU angivet som havende ugunstig bevaringsstatus i Danmark.

Strandtudsens indvandrede senest til Danmark for mellem 9.000 og 11.000 år siden, i takt med det varmere klima siden sidste istids ophør og inden Europa blev dækket af skov.

Forvaltningsplanen giver en række anbefalinger til tiltag, der kan sammenbinde strandtudsens levesteder.

Den overordnede målsætning med udarbejdelse af nærværende forvaltningsplanede, er at opnå en gunstig bevaringsstatus for arten. En gunstig bevaringsstatus indebærer bl.a., at den geografiske udbredelse søges opretholdt, således at strandtudsens kan bevares som en vigtig del af den danske fauna. Det kan primært ske ved at styrke sammenhængen i genetisk set tæt beslægtede populationer for dermed at sikre artens overlevelse på sigt i Danmark.

Status og lovgivningsmæssig beskyttelse

Status

Strandtudsen er endemisk for (findes kun i) Europa, og har en nordvestlig udbredelse fra Estland i nordøst, over Danmark, de Britiske Øer til Spanien i syd. I Danmark findes strandtudsen i klitten og klitheden langs vestkysten, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten og langs kysterne af Bornholm. Den findes desuden på knap 20 indlandslokaliteter. Bestande af strandtudse kan hurtigt formere sig markant op, når muligheden byder sig, men de kan også hurtigt forsvinde igen. Strandtudsen er i stærkt tilbagegang såvel i Danmark som i det øvrige Europa. Flere steder i landet har der i perioden 1985 til i dag været gjort en målrettet indsats for at gavne arten, hvilket har bremset men ikke stoppet tilbagegangen i Danmark. Hvis bestandene skal bevares på nuværende niveau, vil det flere steder kræve en aktiv forvaltningsindsats. For at overleve kræver den dynamik på levestederne, det være sig afgræsning, plads til vandstandssvingninger og / eller plads til naturlige dynamiske processer.

I IUCN's rødliste fra 2012 er strandtudse opført underkategorien LC (Least concerned - ikke truet). I den danske gulliste fra 1997 var den opført som X (opmærksomhedskrævende). Ændringen er ikke et udtryk for fremgang for arten i perioden, men grundet i skrappere og mere præcise kriterier i 2009 rødlisten.

Den samlede danske bestand blev i 2000 vurderet til ca. 40.000 kønsmodne dyr (Pihl et al. 2000) med meget store udsving fra år til år. På baggrund af ret intensive registreringer langs den jyske vestkyst under LIFE Klithede projektet 2001 til 2003, blev den samlede bestand vurderet til ca. 25.000 kønsmodne dyr (Adrados 2005).



Figur 1: Strandtudse i amplexus, Balka Lyng på Bornholm, maj 2005. Foto: Finn Hansen

I den danske indberetning til EU (EIONET 2008) i henhold til Habitatdirektivets artikel 17 for perioden 2001-2006 anføres det, at udviklingen i artens udbredelsesområde er gunstig i den atlantiske biogeografiske region men ugunstig i den kontinentale biogeografiske region, medens udviklingen i bestande og areal af levesteder er ugunstig i begge biogeografiske regioner. Den samlede bevaringsstatus for arten angives i begge biogeografiske regioner for ugunstig og i forværring.

Lovgivningsmæssig beskyttelse

Efter dansk lovgivning er strandtudsen totalfredet. Den må ikke fanges eller ihjelslås. Desuden må ødelæggelse eller beskadigelse af dens yngle- og rasteområder ikke finde sted.

Endvidere må den ikke forsætligt forstyrres med skadelig virkning for arten eller bestanden. Disse bestemmelser fremgår af naturbeskyttelsesloven samt en række andre forskellige love, og har til hensigt at sikre fuld gennemførelse af EU habitatdirektivets artikel 12 om en beskyttelsesordning for arter, som er opført på direktivets bilag IV, herunder strandtudse.

EU's Habitatdirektiv (*Direktivet for bevaring af naturtyper, samt vilde dyr - og planter 92/93/EØF*)

Strandtudse er omfattet af habitatdirektivets bilag IV, som omfatter dyre- og plantearter af fællesskabsbetydning, som kræver streng beskyttelse. Det omfatter bl.a. forbud mod

- a) Alle former for forsætlig indfangning eller drab af enheder af disse arter i naturen.
- b) Forsætlig forstyrrelse af disse arter, i særdeleshed i perioder, hvor dyrene yngler, udviser yngelpleje, overvintrer eller vandrer.
- c) Beskadigelse eller ødelæggelse af yngle- eller rasteområder

Habitatdirektivet har stor betydning for strandtudse, da det gør ansvaret overfor arten til en fælles, international forpligtelse.

Generel definition af yngle- og rasteområder

Et yngleområde er et område, som er nødvendigt for

- Parring
- Æglægningssted
- Opvækst af unger

For padder er et yngleområde eksempelvis ynglevandhuller. Yngleområdet vil i de fleste tilfælde omfatte mere end blot lige den plet, hvor ynglen forekommer. F.eks. må randzonen til vandhullet, hvor de nyforvandlede tudser kravler op, inden de spredes i terrænet, betragtes som en integreret del af yngleområdet. Som udgangspunkt bør yngleområder ansues ud fra en bredere, populations-økologisk betragtning, så yngleområdet omfatter f.eks. et netværk af vandhuller for padder.

Et rasteområde er et område, hvor arten i eller udenfor yngletiden:

- Opholder sig for at hvile, sove eller overvintrere (dvale)
- Opholder sig i skjul, evt. flere dyr sammen

- Opholder sig f.eks. for at opfylde vigtige livsfunktioner (som f.eks. solopvarmning eller lign.)

Rasteområder, som benyttes løbende hvert år eller med års mellemrum, skal beskyttes, selv når de ikke aktuelt benyttes af de relevante arter. Eksempler på et rasteområde for grønbroget tudse kan være områder med vinterhi, eller hvor paddeyngel vokser op. Visse arter, f.eks. flere paddearter, spreder sig ud over dyrkede arealer fra yngle- eller rasteområder og kan således forekomme på dyrkede arealer, uden at disse kan betegnes som rasteområder, omfattet af forbuddet.

For at områder kan betegnes som yngle- og rasteområder, skal områderne regelmæssigt anvendes af arten. Der kan dog godt gå halve eller hele år mellem, at arten benytter en lokalitet. Det er for eksempel tilfældet, hvis det kun anvendes i en del af artens livscyklus, fx overvintring.

Områder, der ikke opfattes som yngle- eller rasteområder, er:

- Spontane og tilfældige forekomster af en art i et område, hvor den ikke regelmæssigt forekommer.
- Områder, hvor arterne blot søger føde, men ikke samtidig bruger som yngle- eller rasteområde.

Princippet om økologisk funktionalitet

Formålet med forbuddet er at bidrage til at sikre arternes og bestandenes bevaringsstatus i overensstemmelse med direktivets formål. Forbuddet kan således betragtes som overholdt, hvis yngle- eller rasteområder og bestande opretholdes på samme niveau som hidtil, og den såkaldte økologiske funktionalitet af områderne derved opretholdes.

Der er ikke en direkte forpligtelse til effektivt at forbedre bevaringsstatus.

Et yngle- eller rasteområde forstås som en samling af lokaliteter, hvor en bestand af en art yngler eller raster, og ikke som hver enkelt lokalitet eller forekomst, medmindre der ikke er økologisk sammenhæng med andre lokaliteter eller forekomster. Ofte vil de enkelte lokaliteter i et sådan "netværk" af lokaliteter, der udgør et yngle- eller rasteområde, indbyrdes supplere hinanden i at opretholde bestande. Betydningen af de enkelte lokaliteter i netværket kan afhænge af bestandens tæthed og spredningsmuligheder, ved at opret-

holde den samlede økologiske funktionalitet i et område for en bestand af en art, anses direktivkravet for opfyldt. Opretholdelse af den økologiske funktionalitet betyder, at det vil være muligt inden for rammerne af direktivet at nedlægge/beskadige en lokalitet, hvis dette modsvares af forbedringer et andet sted i samme økologiske netværk.

Som eksempel på ovenstående kan nævnes, at et yngle- eller rasteområde for en padde ikke nødvendigvis forstås som det enkelte vandhul, men som et netværk af vandhuller med tilknyttede arealer, hvor nedlæggelse af et vandhul kan modsvares af forbedringer andetsteds i netværket. Hvis der i lyset af ovenstående vurderes at kunne ske en forringelse af yngle- eller rasteområdets økologiske funktionalitet, vil en sag skulle behandles efter reglerne om dispensation.

Princippet om økologisk funktionalitet er særlig vigtigt, når det gælder strandtudse. Det er typisk for netop den art, at hvis der i et område opstår et nyt vandhul, så vil den kolonisere det i et par år. Når vandhullet er blevet et par år gammelt, vil tudserne ofte forlade det igen og i stedet kolonisere det næste nye vandhul, der opstår i nærheden, og så fremdeles. Derfor har det ingen mening at holde fast på bevarelse af et bestemt vandhul, som tudserne alligevel snart vil forlade. I stedet gælder det om at sørge for, at der hele tiden er vandhuller til stede, som passer til artens krav, med mulighed for at det kan skifte fra år til år, hvilke konkrete vandhuller, der er tale om. Ofte viser tudserne større stedtrofasthed over for bestemte rastelokaliteter på land end over for vandhuller. Men også her gælder det, at tudserne kan skifte fra et opholdssted, der bliver uegnet, f.eks. ved at det gror til med skyggende vegetation, og flytte til andre opholdssteder, som eventuelt kan være opstået for nylig og endnu have bar vegetation.

Tudserne lever således på steder med meget dynamik, hvor terrænet eller vegetationen jævnligt ændres. Det kræver meget forståelse for tudsernes krav til levestedet og for deres muligheder i det enkelte område at træffe de rette valg, om hvordan kravene til levestedet opretholdes i et område, der hele tiden ændrer sig. Forbuddet gælder også gradvise forringelser. Et eksempel på en gradvis forringelse kan være, hvor vandstanden i råstofgrave successivt hæves efter endt gravning, så vandhullerne bliver for dybe og kolde.

Når det skal afgøres, hvilke menneskeskabte aktiviteter, der kan forringe eller beskadige yngle- eller rasteområder, er det vigtigt, om der kan fastlægges en klar årsagssammenhæng til påvirkningen af yngle- eller rasteområdet. Det er således kun aktiviteter, hvor der er en klar årsag-virkning sammenhæng, der vil være omfattet af forbuddet, eksempelvis dræning af en sø med ynglende padder.

Beskadigelser eller ødelæggelser, som er et resultat af diffuse påvirkninger fra mange kilder, er ikke omfattet af forbuddet, idet der ikke vil være en årsagssammenhæng mellem en bestemt handling og skaden. Endvidere er forringelser som følge af ophør af anvendelsen af et område til f.eks. græsning, så området gror til, ikke omfattet af bestemmelsen. Bestemmelsen omfatter heller ikke naturskabte (dvs. ikke-menneskeskabte) eller hændelige beskadigelser, f.eks. naturkatastrofer.

Lov om Naturbeskyttelse (LBK nr. 951 af 03/06/2013)

Naturbeskyttelsesloven har til hensigt at værne om landets natur og miljø, således at samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet.

Loven tilsigter særligt at beskytte naturen med dens bestand af vilde dyr og planter samt deres levesteder og de landskabelige, kulturhistoriske, naturvidenskabelige og undervisningsmæssige værdier – at forbedre, genoprette eller tilvejebringe områder, der er af betydning for vilde dyr og planter og for landskabelige og kulturhistoriske interesser, – og at give befolkningen adgang til at færdes og opholde sig i naturen samt forbedre mulighederne for friluftslivet.

Naturbeskyttelsesloven § 3 fastsætter en generel beskyttelse af visse naturtyper over en vis mindstestørrelse. Dette gælder søer over 100 m², ferske enge, strandenge og strandsumpe, moser og biologiske overdrev samt heder, der i sig selv, tilsammen eller i forbindelse med søer er over 2.500 m², samt udpegede vandløb.

I forhold til strandtudsen er det væsentligt, at på trods af beskyttelsen yngler strandtudser flere steder på temporære oversvømmelser, der ikke er omfattet af beskyttelsen, f.eks. fugtige områder på marker og lavvandede afvandingegrøfter.

Naturbeskyttelseslovens § 8 fastsætter, at der ikke må foretages ændringer i tilstanden af klitfredede arealer, herunder at der på arealer, der inden lovens vedtagelse ikke har været udnyttet landbrugsmæssigt, ikke må etableres hegn eller afgræsses. Forbuddet gælder ikke foranstaltninger til dæmpning af sandflugt, der udføres efter naturbeskyttelseslovens § 53. I denne paragrafs stk. 4 hedder det, at "Miljøministerens beslutning om, hvorvidt der skal iværksættes dæmningsforanstaltninger, sker på baggrund af en afvejning af hensynet til naturen, herunder de internationale naturbeskyttelsesinteresser, landskabet og udgiften til dæmpningen over for andre berørte samfundsværdier."

For bevarelse af strandtudens levesteder i klitfredede områder er overstabilisering af vegetationen flere steder den væsentligste udfordring. Er disse områder ikke hidtil udnyttet landbrugsmæssigt, giver loven ikke mulighed for afgræsning. Til gengæld åbner § 53 stk. 4 op for, at der for genskabelse af naturlig dynamik ikke fortsat gennemføres dæmpning af sandflugt.

Naturbeskyttelseslovens § 15 fastsætter, at tilstanden af arealer, der ligger mellem strandbredden og strandbeskyttelseslinjen, ikke må ændres. I § 69 a fastsættes strandbeskyttelseslinjen til 300 m fra begyndelsen af den sammenhængende landvegetation. Dog er beskyttelseslinjen i områder udlagt til sommerhusområder, kun 100 m.

Naturbeskyttelseslovens § 16 fastsætter, at der ikke må foretages beplantning eller ændringer i terrænet indenfor en afstand af 150 m fra søer over 3 ha og vandløb registreret med en beskyttelseslinje i henhold til den tidligere lovgivning.

Med 'lov om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om jagt og vildtforvaltning og forskellige andre love', er der indført forbud i naturbeskyttelseslovens § 29 a mod forsætligt at forstyrre de dyrearter, der er nævnt i bilag 3 (herunder strandtudse) til loven, med skadelig virkning for arten eller bestanden. Forbuddet gælder i forhold til alle livsstadier af de omfattede dyrearter. Yngle- eller rasteområder for de arter, der er nævnt i bilag 3 til loven, må ikke beskadiges eller ødelægges. Dette er en generel og erstatningsfri regulering, som i princippet beskytter arten overalt, hvor den findes i Danmark.

I lovens § 29 b står, at "miljøministeren kan udfærdige forvaltningsplaner og iværksætte andre tiltag, herunder yde tilskud, med henblik på bevaring af de arter eller bestande af disse, der er nævnt i bilag 3 til loven". Loven giver hermed mulighed for tilskud til bevarelse af en art, som ikke nyder særlig gavn af de generelle beskyttelsesbestemmelser af særlige naturtyper. Naturbeskyttelsesloven åbner også op for muligheden for fredningsbestemmelser for arealer, der har speciel naturmæssig betydning, og kan f.eks. fastlægge en speciel driftsform.

Artsfredningsbekendtgørelsen: Bekendtgørelse om fredning af visse dyre- og plantearter og pleje af tilskadekommet vildt (BEK nr. 330 af 19/03/2013)

I artsfredningsbekendtgørelsen fremgår det, at for vildtlevende dyr optaget på habitatdirektivets bilag IV, (og som dermed er understreget i bekendtgørelsens bilag 1), er der forbud mod alle former for forsætlig indfangning eller drab og forsætlig ødelæggelse eller indsamling af æg i naturen.

Strandtudse er opført på bekendtgørelsens bilag 1 som en understreget art (dvs. omfattet af habitatdirektivets bilag IV). Bestemmelsen gælder både for levende og døde dyr, samt yngel og dele og produkter af dyr og yngel. Den gældende artsfredningsbekendtgørelse er en opstramning af den tidligere gældende artsfredningsbekendtgørelse, bl.a. er indsamling af æg og haletudser af strandtudse ikke længere lovlig, med mindre der er søgt og opnået dispensation fra Naturstyrelsen.

Habitatbekendtgørelsen: Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale beskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter (BEK nr. 408 af 01/05/2007)

Habitatbekendtgørelsens § 11 fastlægger, at når myndigheder skal planlægge eller træffe afgørelse i sager efter miljøministeriets lovgivning, må de ikke vedtage planer eller træffe afgørelser, der kan beskadige eller ødelægge yngle- eller rasteområder for bilag IV-arter, herunder strandtudse. Denne bestemmelse skal sikre, at der ikke gives tilladelser til aktiviteter, der kan komme i strid med habitatdirektivets artikel 12 (se senere afsnit).

Bestemmelsen betyder bl.a., at kommunerne ikke kan planlægge for f.eks. byudvikling eller give tilladelse til råstofindvinding eller meddele miljøgodkendelser, hvis det kan skade strandtudsens yngle- og rasteområder.

Habitatbekendtgørelsen og de nye regler i naturbeskyttelseslovens § 29 a supplerer hinanden. Hvis der træffes afgørelser efter habitatbekendtgørelsen, som varetager hensynet til strandtudsens i overensstemmelse med habitatdirektivets artikel 12, skal der ikke samtidig indhentes dispensation efter naturbeskyttelseslovens § 29 a, jf. naturbeskyttelseslovens § 65, stk. 7.

Lov om råstoffer (LBK nr. 657 af 27. maj 2013, som ændret ved lov nr. 380 af 24. april 2014)

Råstofloven er relevant i denne sammenhæng, da stort set alle tilbageblevne, indenlandske bestande af strandtudser findes i områder med råstofindvindingsaktiviteter. Råstoflovens formål er bl.a. at sikre, at indvinding og efterbehandling tilrettelægges således, at det efterbehandlede areal kan indgå som led i anden arealanvendelse. I råstoflovens § 7 stk. 3 hedder det at "Der skal foretages efterbehandling enten løbende eller efter afslutningen af ikke-erhvervsmæssig indvindinger og prøvetagninger".

Med Lov om ændring af lov om råstoffer og lov om miljøbeskyttelse (LOV nr. 380 af 23/04/2014) er formuleringen i råstoflovens § 10 vedrørende vilkår for tilladelse efter § 7 blevet ændret, idet "kan" er erstattet med "skal". Tilladelse til råstofindvinding skal indeholde en række vilkår, herunder om at der udarbejdes såvel en grave som en efterbehandlingsplan, jf. råstoflovens § 10, stk. 1, nr. 3.: "Grave- og efterbehandlingsplanen skal som indeholde hovedelementerne for indvindingen og efterbehandlingen", der er særlig væsentlig for de indenlandske bestande af strandtudse. Med loven er det muligt for regionsrådet at stille vilkår for indvinding og efterbehandling, der tilgodeser strandtudsens krav til yngle- og rasteområder. Dette er væsentligt, da stort set alle tilbageblevne indenlandske bestande af strandtudse, som nævnt ovenfor, findes i områder med råstofindvindingsaktiviteter.

Lov om skove (LBK nr. 678 af 14/06/2013)

Skovloven har til formål at bevare og værne landets skove og hertil forøge skovarealet, herunder at sikre at hensynet til landskab, naturhistorie, kulturhistorie, miljøbeskyttelse og friluftsliv kan tilgodeses.

Skovlovens § 10 definerer, at det enkelte fredskovspligtige areal bl.a. kan holdes uden træbevoksning, når der er tale om marker og klitter, så længe anvendelsen ikke ændres, og at åbne naturarealer kan etableres på op til 10 pct. af arealet, vel

at mærke udover de arealer, der ved lovens ikrafttræden lovligt var uden træbevoksning.

I skovlovens § 28 fastsættes, at søer, moser, heder, strandenge eller strandsumpe, og biologiske overdrev, der hører til fredsskov, og som er under naturbeskyttelseslovens størrelsesgrænser, ikke må dyrkes, afvandes, tilplantes eller på anden måde ændres. Skovlovens § 28 er også gældende for vandløb, som ikke er omfattet af naturbeskyttelsesloven. Flere af de nævnte naturtyper er yngle- eller rasteområde for strandtudse, og derfor er bestemmelserne i skovloven også af betydning for forvaltning af arten.

Lov om vandløb (LBK nr. 1208 af 30/09/2013)

Vandløbsloven har i det væsentlige til formål at sikre, at vandløb kan benyttes til afledning af vand, navnlig overfladevand, spildevand og drænvand. I lovens § 69 fastsættes at dyrkning, jordbehandling, plantning, terrænen ændring, og opførelse af bygværker i landzone ikke må foretages i en bræmme på 2 m langs naturlige eller i regionplanen højt målsatte vandløb og søer over 100 m². Disse søer samt bræmmer kan have betydning som yngle- eller rasteområde for strandtudse.

Lov om kystbeskyttelse (LBK nr. 267 af 11/03/2009)

Kystbeskyttelseslovens formål er at beskytte mennesker mod oversvømmelser samt ejendom mod oversvømmelser og nedbrydning fra havet, fjorde eller andre dele af søterritoriet. I lovens § 1 angives, at formålet skal varetages ved afvejning af en række hensyn, herunder naturens frie udfoldelse. Lovens § 1 a angiver, at kommunalbestyrelsen kan bestemme, at der ved en kyst skal gennemføres kystbeskyttelsesforanstaltninger. I medfør af lovens § 1 stk. 2 er fastsat "Bekendtgørelse om vurdering og risikostyring for oversvømmelser fra havet, fjorde eller andre dele af søterritoriet" (BEK nr. 121 af 02/02/2010). I bekendtgørelsens § 6 angives, at kommunerne skal udarbejde en risikostyringsplan i overensstemmelse med bekendtgørelsens bilag 2. I dette bilag anføres, at risikostyringsplaner skal tage relevante aspekter i betragtning, herunder naturbevaring. I bekendtgørelsens § 9 angives tidsfristen for vedtagelse af endelige risikostyringsplaner til den 22/09/2015.

Loven og den følgende bekendtgørelse har betydning for strandtudsens, idet naturbevaring, det vil konkret sige hensynet til artens yngle- og rasteområder, skal tages i betragtning i risikostyrings-

planerne. I planerne skal der tages mange forhold i betragtning, og hvis strandtudsen skal have plads og dynamik til rådighed i en fremtid med havstigninger og hyppigere stormflod, er det væsentligt at hensynet til naturbevaring vægtes højt i disse planer.

Lov om forurennet jord (LBK nr. 1427 af 04/12/2009)

Loven har overordnet til formål at medvirke til at forebygge, fjerne eller begrænse jordforurening og forhindre eller forebygge skadelig virkning fra jordforurening på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt.

I lovens § 50 hedder det: "Enhver, der flytter jord uden for den ejendom, hvor den er opgravet, og enhver, der anvender sådan jord, skal sikre sig, at jorden ikke giver anledning til skadelig virkning på grundvand, menneskers sundhed og miljøet i øvrigt." Endvidere anfører § 50 stk. 2. at opgravning og flytning af forurennet jord og jord fra en kortlagt ejendom eller del heraf m.m. skal anmeldes til kommunalbestyrelsen. I § 50 stk. 3 angives, at Miljøministeren kan fastsætte regler om anmelderordningen, herunder at anmeldelse kan ske samtidigt med aflevering af jorden til et godkendt modtageanlæg for jord, samt betingelserne herfor.

Loven har betydning ved etablering af nye lokaliteter for strandtudse, idet den bortgravede jord kan være forurennet eller kortlagt som forurennet, og dermed falder ind under anmeldelsesordningen og bestemmelserne om bortskaffelse.

VVM-bekendtgørelsen: Bekendtgørelse om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning (BEK nr. 1654 af 27/12/2013)

VVM-bekendtgørelsen har regler om, at inddragelse af uopdyrket land eller delvise naturområder til intensivt landbrug og dræning til landbrugsformål skal anmeldes og ikke må igangsættes uden tilladelse. Hvis de ønskede tiltag kan beskadige eller ødelægge yngle- og rasteområder for arter omfattet af habitatbekendtgørelsens § 11 (herunder strandtudse), kan der kan ikke dispenseres fra denne beskyttelse, medmindre betingelserne i habitatdirektivets artikel 16 (se senere afsnit) er opfyldt.

Beskyttelse i internationale konventioner

Beskyttelsen af strandtudse er både af national og af international karakter. Strandtudsen er som nævnt omfattet af EU's habitatdirektiv og endvidere af:

Bern-konventionen: Konventionen om beskyttelse af Europas vilde dyr og planter samt naturlige levesteder (ETS nr. 104 af 19/09/1979) - (BKI nr. 83 af 15/09/1986)

Formålet med Bernkonventionen er at beskytte vilde dyr og planter og deres naturlige levesteder, specielt de arter og levesteder hvis beskyttelse kræver samarbejde mellem flere stater og at fremme et sådant samarbejde. Der lægges i konventionen særligt vægt på truede og sårbare arter, herunder migrerende arter.

Ved Danmarks tilslutning til Bernkonventionen, vedtaget af Europarådet 19/09/1979 har man internationalt forpligtet sig til at beskytte de arter og levesteder, der er omfattet af konventionen. Dette gælder også strandtudsens leveområder, således at særlige hensyn, der skal kunne tilgodese strandtudsens livskrav, kan prioriteres.

De nationer, der har tilsluttet sig konventionen, forpligter sig til i deres lovgivning og administration at sikre særlig beskyttelse af visse dyrearter som er omfattet af konventionens bilag II. Til disse arter hører strandtudse. Bernkonventionen erklærer at følgende er forbudt for disse arter:

- Forsætligt drab, indfangning eller hold i fangenskab.
- Forsætlig beskadigelse eller ødelæggelse af yngle- eller rastesteder.
- Forsætlig forstyrrelse, specielt i perioder hvor arten yngler eller overvintrer, for så vidt som forstyrrelse vil have betydning i forhold til konventionens formål
- Forsætlig indsamling eller ødelæggelse af æg
- At eje eller handle med disse dyr, såvel levende dyr som døde præparater

Fordelingen af opgaver mellem kommunerne og Naturstyrelsen

Naturstyrelsen er ansvarlig for alle sager om bilag IV-arter, der vedrører forstyrrelser, indfangning, regulering m.v. efter reglerne i artsfredningsbekendtgørelsen, naturbeskyttelseslovens § 29 a, stk. 1, og jagt- og vildtforvaltningslovens § 7.

Spørgsmål vedr. f.eks. forstyrrelser af bilag IV-arter kan også være et emne, der skal belyses i forbindelse med VVM-redegørelser. Det er i givet fald den ansvarlige VVM-myndighed, der påser, at sådanne oplysninger indgår i VVM'en, evt. efter høring af Naturstyrelsen.

Beskyttelse af yngle- eller rasteområder for bilag IV-arter varetages i vid udstrækning gennem administration af den øvrige miljø- og naturbeskyttelses-lovgivning. Det følger af § 11-12 i habitatbekendtgørelsen. Det er således den pågældende myndighed, der skal sikre, at der ikke i forbindelse med planlægning, dispensationer mv.

tillades aktiviteter, der kan beskadige yngle- eller rasteområder for bilag IV-arter. Det vil f.eks. sige, at det er kommunerne, der skal varetage hensynet til yngle- og rasteområder for bilag IV-arter i lokalplanlægning og administration af naturbeskyttelseslovens § 3, mens Naturstyrelsen f.eks. er ansvarlig for at inddrage hensynet til bilag IV-arter i strandbeskyttelsessager eller i VVM-sager, hvor styrelsen har ansvar.

Sager om bilag IV-arters yngle- og rasteområder, som ikke er omfattet af regler indenfor Miljøministeriets lovgivningsområde, skal behandles efter naturbeskyttelseslovens § 29a og/eller jagt- og vildtforvaltningslovens § 6 a, stk. 2. Det er typisk sager, der ikke kræver tilladelse efter anden lovgivning, f.eks. almindelig skovdrift, dræning af ikke-beskyttede vandhuller o.lign., eller sager indenfor andre ministeriers lovgivning, der ikke måtte rumme bestemmelser om bilag IV-arter, f.eks. byggesager efter byggeloven.”

Identifikation, biologi, udbredelse, registrering og overvågning

Slægtskabsforhold

Mindst 200 arter af tudser henføres til slægten *Bufo*. Nogle forskere mener, at denne store slægt bør deles op i mange mindre. Skrubtudse, *Bufo bufo*, vil stadig høre til denne slægt, hvorimod strandtudse og grønbroget tudse i givet fald skal overføres til andre slægter, strandtudse til slægten *Epidalea* (Cope 1864).

For strandtudsen benyttes navnet *Epidalea calamita* (Laurenti 1768) i IUCN's Red List of Threatened Species, 2012 og i American Museum of Natural History's Amphibian species of the World. Heroverfor står, at navnet *Bufo calamita* (Laurenti 1768) benyttes i den konsoliderede 01/01/2007 udgave af Habitatdirektivets bilag IV og i fortegnelsen Fauna Europae, frigivet 27/09/2004.

Strandtudsen har fra gammel tid fået tildelt slægtsnavnet *Epidalea*, og da den formentlig i fremtiden vil blive kaldt *Epidalea calamita*, bruges dette navn i denne forvaltningsplan.

Identifikation

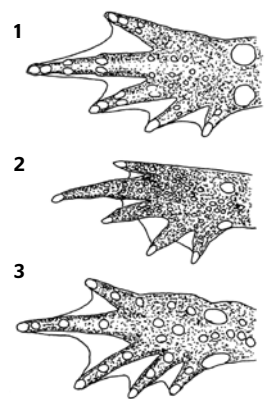
Voksne dyr:

Størrelsen for voksne hanner er 4-7 cm, medens hunnerne kan blive lidt større, op til 8 cm. Strandtudsen er en tætbygget lille tudse med korte bagben. De korte bagben gør, at den oftest bevæger sig af sted i løb, modsat de andre tudser der hopper af sted. Desuden udviser strandtudsen ofte flugtreaktion ved fare, den piler af sted, hvorimod skrubtudsen ofte puster sig op og grønbroget tudse søger at kamuflere sig ved at gemme hovedet under forbenene. Strandtudsen erkendes som tudse ved, at den har tør og på oversiden kraftigt vortet hud, ret korte bagben og en opsvulmet parotoidekirtel på hver side bag øjet og ikke har klokkefrøens sorte og orangerøde bug.

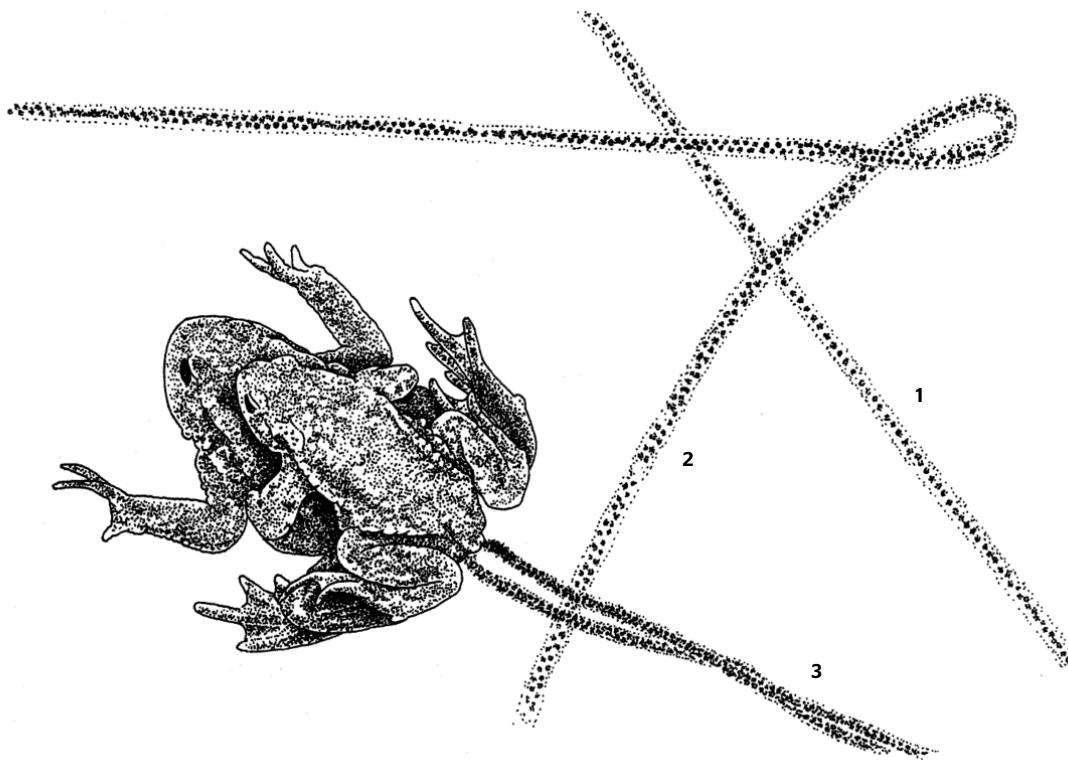
Strandtudsen kendes fra de øvrige danske tudser ved en række karakterer:

- Hvid til citrongul rygstribe. Rygstriben kan dog være reduceret eller endog helt mangle. Dette sammenholdt med den store variation i grundfarve, fra lysegrå over lysebrun til olivenfarvet og den store variation i de mørkere pletter, fra meget udflydende og næsten usynlige til markante mørkebrune eller mørkegrønne gør, at den på farven kan forveksles med skrubtudse og endog grønbroget tudse. Sidstnævnte findes dog kun i den sydøstlige del af landet men kan have rygstribe.
- Rygstriben alene gør, at strandtudse desuden kan forveksles med den sribede variant af spidssnudet frø og grøn frø, der dog begge mangler parotoidekirtler og har fugtig glat hud.
- Bagbenene, især skinnebenene er kortere end hos de andre tudser.
- Bagfodens længste tå har på undersiden som hovedregel to knuder som hos skrubtudse men modsat har grønbroget tudse kun en knude.
- Der er meget lidt svømmehud mellem bagfodens tæer i modsætning til de øvrige tudser.
- Iris er gul-grøn ligesom hos grønbroget tudse men modsat skrubtudse, der har kobberfarvet iris.
- Parotoidekirtlerne er nærmest parallelle modsat de øvrige tudsers halvmåne- til pæreformede kirtler, der ikke ligger parallelt.

Kønnsforskelle: Hannen er mindre end hunnen, og har en stor kvækkepose, der ses som en hudfold under struben. I yngletiden antager den en blålig til lilla farve. I yngletiden udvikler hannen på de tre inderste fingre på forbenene okkerfarvede til brune ru forhorninger, men tommelfingeren er ikke kraftigt opsvulmet som hos de to andre tudsearter.



Figur 2: Undersiden af bagfoden hos 1: skrubtudse, 2: strandtudse og 3: grønbroget tudse. Tegning: Lars Christian Adrados



Figur 3: Ægstrengene en lille smule strukket ud af: 1: strandtudse, 2: grønbroget tudse og 3: skrubbtudse. Tegning: Poul Veenvliet

Stemme:

Strandtudsen har en meget kraftig stemme, der på stille aftener/nætter kan høres på omkring 1 km afstand. Lyden er en hurtig langstrakt snerren "ARRrrrrr.. ARRrrrrr.. ARRrrrrr.." der minder om natravns (*Caprimulgus europaeus*) stemme og kan sammenlignes med lyden af et elektrisk bor, der presses ind i en hård mur. Der er flere steder på nettet, hvor lyden kan downloades, f.eks. på web-adressen: http://naturguide.dk/?page_id=176 eller www.froschnetz.ch/arten/kreuzkroete.htm Lytter man efter strandtudse ved den jyske vestkyst en nat, hvor gamle dønninger slår ind mod en småstenet strand, gennemtrænges natten af lyden af kværende sten, der trækkes med ud af tilbageløbet, og da kan det på afstand være meget svært at afgøre, om det er natravnen, der synger, eller strandtudsen, der kvækker. Indtil videre er der ikke sammenfald mellem strandtudsens og jordkrebsens (*Gryllotalpa gryllotalpa*) udbredelse i Danmark. Men omkring Viborg findes de to arter forholdsvist tæt på hinanden. Her skal man være opmærksom på at jordkrebsens sang minder meget om strandtudsens kvækken. For både natravnen og jordkrebs gælder, at deres sang kulminerer nogenlunde samtidig med strandtudsens kvækken, både når det gælder tid på døgnet og tid på året.

På helt vindstille aftener/nætter, hvor mosekonen har brygget ekstra rigeligt, kan strandtudsen høres på endnu længere afstand - ofte op til 2 km og i særligt stille egne af landet, helt uden baggrundsstøj, kan den undtagelsesvis høres på op til 6 km afstand.

Æg:

Æggene lægges som hos de øvrige tudsearter i en lang snor, og kan erkendes som æg af strandtudser på en række karakterer:

- Strandtudsen lægger æggsnorene på lavvandede lokaliteter, hvor de gerne ligger næsten helt frit på bunden, modsat skrubbtudse, der gerne lægger æggsnorene på dybere lokaliteter og vikler dem omkring stængler af vandplanter.
- I hver æggsnor er æggene arrangeret i 2 længderækker, eller kun én række hvis snoren strækkes lidt. I de andre tudsers æggsnore er æggene arrangeret i 4 længderækker, eller to hvis snoren trækkes lidt.
- Æggsnoren er tynd, 2-6 mm. Æggsnore af de andre tudser er lidt tykkere, 5-8 mm hos skubbtudse og 4-8 mm hos grønbroget tudse.
- Oversiden af ægkernen er mørkebrun til sort med en lysere pol på underside modsat de øvrige tudsers ægkerne, der er sort.

- Strandtudsen lægger sine æg fra sidst i april til langt ind i juni og mod nordvest i landet endog juli – modsat skrubtudse, der som regel lægger sine æg midt til sidst i april.

Haletudser:

Haletudser af tudser erkendes ved, at øjnene sidder relativt tæt sammen på oversiden af hovedet, hvorimod de sidder længer ude mod siden til helt ud på siden hos frøerne. Desuden starter den øverste halebræmme hos tudserne ved starten af halen eller et ganske lille stykke oppe af ryggen, hvor halebræmmen ved frøerne starter længere oppe af ryggen. Endelig er tudsehaletudser fladtrykte fortil hvorimod haletudser af frøer er mere butte.

Haletudser af strandtudse kan erkendes fra de øvrige tudsehaletudser på en række karakterer:

- Haletudserne bliver maksimalt 22-30 mm, hvorimod haletudser af skrubtudse bliver op til 40 mm og af grønbroget tudse op til 53 mm.
- Den nedre halebræmme er typisk røgfarget, hvilket klart adskiller den fra grønbroget tudse, hvis nedre halebræmme altid er glasklar. Til gengæld kan skrubtudsens nedre halebræmme minde om strandtudsens.
- Kropsfarven af nyforvandlede haletudser af alle arter er helt sort.
- Når haletudserne er over ca. 16 mm kendes strandtudsens haletudse fra de øvrige tudsearter ved, at de forbliver helt sorte på oversiden og har en mørkegrå til sortgrå bug. Den grønbrogede tudsehaletudse bliver oftest grågrønlig plettet, men kan variere fra sort med mange gule pigmentkorn til hvid med lidt mørkere grå pletter. Og skrubtudsehaletudser bliver lidt lysere på bugen, hvor der typisk kommer små gule pigmentkorn.
- Ved lidt større haletudser – over ca. 15 mm ses der ofte på bugen lige bag mundfeltet et lille hvidligt til hvidgråt trekantet område, som mangler hos de øvrige tudser. Denne karakter synes dog især at mangle i Limfjordens nordvestlige egne.
- Eneste sikre kendetegn mellem strandtudse og skrubtudse er tandrækkerne over og under munden (kræver lup med 15 x forstørrelse). Hos strandtudsen er længden af den nederste tandrække under munden $\frac{1}{2}$ - $\frac{3}{4}$ af den øverste tandrække under munden. Hos skrubtudse er tandrækkerne under munde næsten lige lange. Og hos strandtudse har den nederste tandrække over munden på midten

en afbrydelse der er så lang som mindst $\frac{1}{4}$ af overkæbens bredde. Hos skrubtudse er der på midten slet ingen afbrydelse, eller en smal afbrydelse der højst er så lang som $\frac{1}{4}$ af overkæbens bredde.

Nyforvandlede tudser:

Nyforvandlede tudser er som regel 7-11 mm lange. Oversiden er typisk gulbrun, og den hvidlige til citrongule rygstribe kan allerede være udviklet. Rygstriben kan også mangle. Øjnene har allerede gullig iris, hvilket adskiller den fra nyforvandlede tudser af skrubtudse, der har bronzefarvet iris. Nyforvandlede grønbrogede tudser har samme farve iris som strandtudsen, men kendes på deres grumsede grå-brun-oliven farvetegning.

Biologi

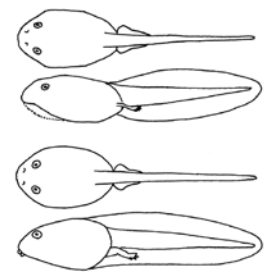
Levevis

Yngleområder

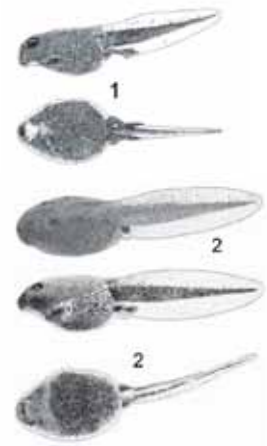
Strandtudsen er en pionerart, der som voksne kønsmodne dyr, langt fra eksisterende yngleområder, hurtigt kan udnytte nyopståede ofte temporære områder, hvor hannerne med deres kraftige stemme kan kalde hunnerne til, og som yngel kan gennemføre hele udviklingen fra æg til nyforvandlede tudser på kun ca. 5 uger under danske klimaforhold. Til gengæld er strandtudsens haletudser meget dårlige til at konkurrere med andre arters haletudser, og de er meget dårlige til at overleve tilstedeværelsen af rovdyr, bl.a. salamandre og vandkalvelarver i vandhullet. Det medfører, at det for strandtudsen gælder om at lægge sine æg i yngleområder, hvor haletudserne kan få vandet næsten for sig selv.

Som yngleområde foretrækker den derfor lavvandede ofte temporære helt lysåbne vandsamlinger, hvor ynglen kan udvikles meget hurtigt i det varme vand (Rannap et al. 2012). I sådanne vandsamlinger er der forholdsvis få dyr, der kan spise haletudserne eller konkurrere med haletudserne om føden. Miljøet i yngleområderne må gerne forstyrres regelmæssigt, idet haletudserne lever af døde alger, der er fastgjort på sandkorn og andre små partikler.

En tilpasning til at formindske konkurrencen er også, at strandtudsen kan yngle i vandsamlinger med brakvand, forudsat at saltkoncentrationen ved æglægning ikke overstiger 5 ‰ (Beebee et al. 1993). Ældre haletudser tåler op til 7-8 ‰ salt og de voksne tudser omkring 16 ‰ (Sinsch, Seine og Sherif, 1992). Haletudsernes stigende salttolerance,



Figur 4: Haletudser af: Øverst tudser; nederst: brune frøer. Tegning Lars Christian Adrados



Figur 5: Haletudser af: 1: strandtudse, 2: skrubtudse. Tegning: Poul Veenvliet

er en tilpasning til at kunne udvikles i brakvands-huller, hvor saltkoncentrationen stiger efterhånden som vandet fordamper i løbet af foråret eller sommeren.

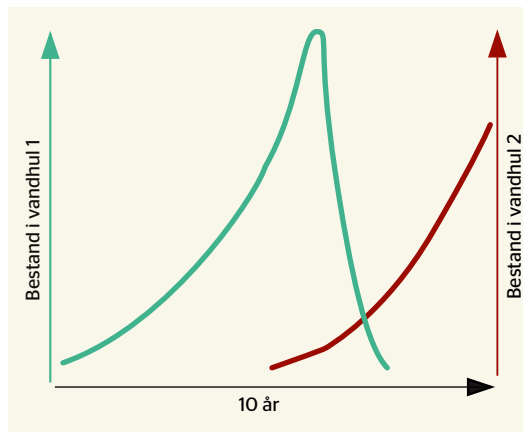
Strandtudsens krav til yngleområdet betyder, at det i forår med ringe vandmængder kan være udtørret. I sådanne år forsøger strandtudsens slet ikke at yngle. Strategien er altså hellere at vente nogle år med at yngle mod så til gengæld at kunne yngle med stor succes, når forholdene er til det.

Det sker ofte, at strandtudsens vælger at yngle, men at lokaliteten udtørres inden haletudsernes forvandling, så ynglesuccesen svinger meget fra år til år. Hvis der går nogle år, hvor strandtudsens ikke har ynglesucces, vil de fleste hanner være stedfaste, og en ødelæggelse af yngleområdet kan medføre, at små bestande uddør, selv hvis der opstår andre egnede yngleområder i omegnen.

En sammenhængende lokalitet med et antal vandsamlinger, f.eks. græsområder med flere midlertidige vandsamlinger over en strækning på 2-3 km, større næringsfattige søer, klippekyster med mange små vandsamlinger eller grusgravs-områder med et varierende antal vandhuller fra år til år må anses som yngleområde for den enkelte bestand. Dette er nødvendigt, da den enkelte vandsamling på de fleste typer lokaliteter over en årrække gror til, bliver for salt, bliver for permanent, udtørres for tidligt eller på anden måde bliver uegnet for strandtudsens yngling. Betraget over en årrække anvender bestanden hele området til parringsspil, pardannelse, æglægning og haletudsernes udvikling.

Rasteområder

Som fødesøgningsbiotop kræver strandtudsens åbne arealer med enten ingen eller meget lav bevoksning, da den ellers har vanskeligt ved at finde føde. Sandede eller grusede områder er specielt foretrukne, da bevoksningen her ofte er lav, og det er let for arten at grave sig ned om dagen. Den typiske fødesøgningsbiotop for nyforvandlede strandtudser er udtørret men fugtig vandhulsbund. De nyforvandlede strandtudser bruger bredden af yngleområdet som fødesøgningsområde i omkring to uger (Sinsch 1997), hvorefter de bevæger sig ud i landskabet, hvor de søger føde indtil overvintringen. Om dagen ændrer fødesøgningsbiotopen status til rasteområde, hvor strandtudsens graver sig et par cm ned i den løse bund eller gemmer sig i eksisterende hulninger.



Figur 6: Udvikling af strandtudsbestand i nærtliggende vandhuller på samme lokalitet. Tegning Lars Christian Adrados

Som overvintringsbiotop foretrækker arten tørre sandede eller grusede områder, hvor den graver sig 60-120 cm ned i rasteområdet på ikke vandlidende arealer.

Yngle- og rasteområder vil normalt være at finde inden for det samme område, da strandtudsens normalt ikke vandrer over vanskeligt fremkomligt terræn (Beebee og Denton 1996). I situationer hvor vandringsruterne er egnede for arten, kan rasteområderne dog ligge et stykke fra yngleområdet (Sinsch 1998), og være vanskelige at identificere. Områdernes størrelser varierer meget, afhængig af lokalitetstypen, fra Vejlernes mange kvadratkilometer store område til små isolerede grusgrave. Arealerne er nærmere beskrevet i afsnittet, der beskriver levestederne. I områder med midlertidige yngleområder overlapper de udtørrede yngleområder med rasteområderne.

Stedfasthed og udvandring

Når først strandtudsens har ynglet på én lokalitet, synes den at være trofast mod denne. Som et meget illustrativt eksempel kan nævnes Fyns Hoved, hvor strandtudsens i en længere årrække ikke kvækkede eller ynglede på Fællesstrandens strandenge. Øverst på strandengen blev der gravet et større lavvandet parti, men det holdt ikke vand nok til at blive accepteret af strandtudsens, så året efter blev der i dette parti gravet tre små lidt dybere partier. Året efter kvækkede og ynglede strandtudsens for første gang i 10 år på lokaliteten.

Derimod er de førstegangsynglende hanner ikke trofaste og vandrer op til flere kilometer omkring for at finde nye yngleområder, forudsat at vandringsruterne er egnede. I store bestande, hvor nogle af de kønsmodne hanner ikke har ynglet, og



Figur 7: Haletudser af strandtudse er nederst til venstre på billedet fanget i lokal lomme. Foto: Lars Christian Adrados

i bestande, hvor de kønsmodne hanner ikke har kunnet yngle, fordi ynglebiotopen ikke har været egnet over en årrække, kan selv store voksne hanner søge op til flere kilometer omkring for at finde egnede yngleområder, igen forudsat at vandringsruterne er egnede.

Hunnerne er derimod ikke stedfaste og migrerer til yngleområdet, efter de første hanner har kvækket (Sinsch 1992).

Fjender

Strandtudsens æg sættes især til livs af ældre haletudser, både af strandtudsens selv og af andre arter.

Strandtudsens haletudser er som de øvrige paddearters haletudser det store "tag selv bord" for en række vandlevende rovdyr. Det gælder især salamandre og vandkalvelarver, men også rygsvømmere, guldsmedelarver, skorpionstæger, hundestejler og de fleste arter karpfisk. Rudskallen synes effektivt at kunne udrydde strandtudsens yngel (Fog et al. 1997, 2001). Desuden kan fugle på mere åbne lokaliteter gøre effektivt indhug i mængden af strandtudsehaletudser. På strandenge og klit og klithedelokaliteter gælder det især rødben, viber, måger, ænder og gravænder. Hvis først fuglene har opdaget en stime kan de ofte næsten udrydde hele stimen.

Voksne og nyforvandlede strandtudser tages nogle steder gerne af måger. Hvor der hvert år er mange strandtudser som f.eks. i afblæsningsøerne bag Råbjerg Mile, kan man lidt før skumring iagttage, hvordan mågerne samler sig og afventer skumringens og dermed fødens ankommen. De tages desuden af kragefugle, der vender dem om og hakker hul i bugen. Blandt øvrige fjender tæller natugle, fiskehejre, grævling og rovdyr af mårfamilien (Fog et al. 1997, 2001).

Føde

Haletudsernes føde består hovedsageligt af alger, der er fastgjort på sandkorn og andre små partikler. Nyforvandlede tudser, der lige er gået på land, lever især af vandkantens mylder af springhaler suppleret med små edderkopper. Hos større tudser udgør insekterne størstedelen af føden, og de vigtigste fødeemner var i en engelsk undersøgelse mindre biller, stankelbenslarver, sommerfuglelarver og skolopendre (Mathias 1971), i en spansk undersøgelse var det stankelbenslarver, myrer, mindre biller og tæger (Valverde 1967), og i en svensk undersøgelse var det myrer og mindre biller, hovedsageligt snudebiller (Andrén & Nielson 1979).

Vækst og levealder

Medens stort set alle hanner kommer til yngleområdet, er det kun ca. halvdelen af hunnerne, der er yngleaktive et givent år (Denton og Beebee 1993a). Hver yngler normalt en gang om året, hvor hun lægger en ægstreng (Denton og Beebee 1993b) med 1.500 til 7.000 æg (Rowe og Beebee 2004) typisk dog 3.000 til 4.000 æg (Curry-Lindahl 1975 i Beebee 1979). I kanten af artens udbredelsesområde, er det i Sverige påvist, at omkring 20% af de tidligt ynglende hunner (Silverin og Andrén 1992) og i England 10-18 % (Denton og Beebee 1996) yngler to gange på en sæson. En del af de lagte æg går til som følge af udtørring, enten af ægstrengene inden larverne klækkes eller som følge af udtørring af haletudserne. En ret omfattende undersøgelse af 1.480 ægstrengene over 6 år på en lokalitet i det vestlige af Tyskland, viser store variationer i antal ægstrengene hvorfra haletudser gennemfører forvandlingen. I det mindst succesfulde område blev der kun forvandlet haletudser fra 2% af ægstrengene mod 49% i det mest succesfulde område (Sinsch 1992). I gennemsnit blev der forvandlet haletudser fra 33% af ægstrengene. Undersøgelsen viste også meget store udsving fra år til år. I det dårligste år blev der kun lagt 87 ægstrengene mod 539 i det bedste år, og af det totale antal ægstrengene, hvorfra der blev forvandlet haletudser, blev der på de to dårligste år kun forvandlet 11% mod 62% i de to bedste år.

De nyklækkede larver opholder sig i starten i det lave vand, hvor æggene blev lagt. Efter nogen tid fordeler haletudserne sig ud til de tilstrækkeligt varme dele af vandhullets bund, hvor de søger føde. Er der skrubbudsehaletudser eller haletudser af frøer i vandhullet, udkonkurreres strandtudsens haletudser ofte af disse i løbet af en uges tid. Tilstedeværelse af rovdyr vil hurtigt gøre et stort indhug i haletudserne. Selv i vandhuler uden andre padder og med kun få eller ingen rovdyr, er der store risici for haletudserne. De ofte temporære vandhuller kan nå at tørre ud inden forvandlingen. Men også i mere vandholdende lokaliteter ses det tit, at store mængder strandtudse haletudser går til grunde, når de ved faldende vandstand fanges i små lokale lommer af lidt dybere vand, og ikke kan komme tilbage til vandhullet. Sådanne lommer fremkommer typisk, når afgræssende dyr træder dybt i den bløde bred. I gennemsnit når ca. 2% af de lagte æg at gennemføre udviklingen over haletudser og nå frem til forvandlingen til tudser (Aubry et al. 2010).

Når de små tudser er gået på land, opholder de sig på de bare sand eller mudderflader nær vandhullet, hvor de fouragerer om dagen. I perioden indtil første overvintring, vokser de meget hurtigt, fra de nyforvandlede 7-11 mm til omkring 20 mm. Efter første overvintring bliver de nataktive som de voksne. Tilvæksten er herefter stærkt individ- og lokalitetsafhængigt. Nogle når den kønsmodne størrelse på 43-53 mm allerede inden 2. overvintring, andre når det efter 3 eller 4 overvintringer. Så vidt vides er der ikke gennemført studier af overlevelsen fra metamorfose til kønsmodenhed.

I fangenskab bliver strandtudse 12-17 år gamle. I naturen er det næppe mange, der når en så høj alder. Det er således påvist at hanner maksimalt opnår 3 til 4 år som kønsmodne dyr, og at halvdelen af hannerne kun overlever deres første ynglesæson (Sinsch 1992). I en anden undersøgelse, er både hanners og hunners største alder i naturen fundet at være 8 år (Leskovar et al. 2006). I en tredje undersøgelse hvor en bestand i det sydlige England blev fulgt over 20 år, fandtes hanner maksimalt at blive 7 år medens 3 ud af 63 hunner blev over 10 år, hvoraf den ældste blev 17 år (Banks, Beebee og Denton 1993). Danske erfaringer fra Fyns Hoved viser, at hanner undtagelsesvist kan blive omkring 13 år i naturen.

Overlevelsesdynamikken er dog meget forskellig fra lokalitet til lokalitet. I nogle bestande, f.eks. ved Råbjerg Mile er der en meget stor produktion af yngel, men også en meget stor årlig prædation. I andre bestande, f.eks. ved Lodbjerg, er den årlige produktion af yngel meget begrænset, men til gengæld er prædationen også begrænset.

Bastardering

Strandtudser kan i naturen bastardere med både skrubbudse og grønbroget. Ved bastardering dør det meste yngel som æg eller larver, men enkelte gennemfører forvandlingen. I det sydlige Sverige kendes dog en lokalitet med en del bastarder (Schlyter, Höglund og Strömberg 1991).

Årscyklus

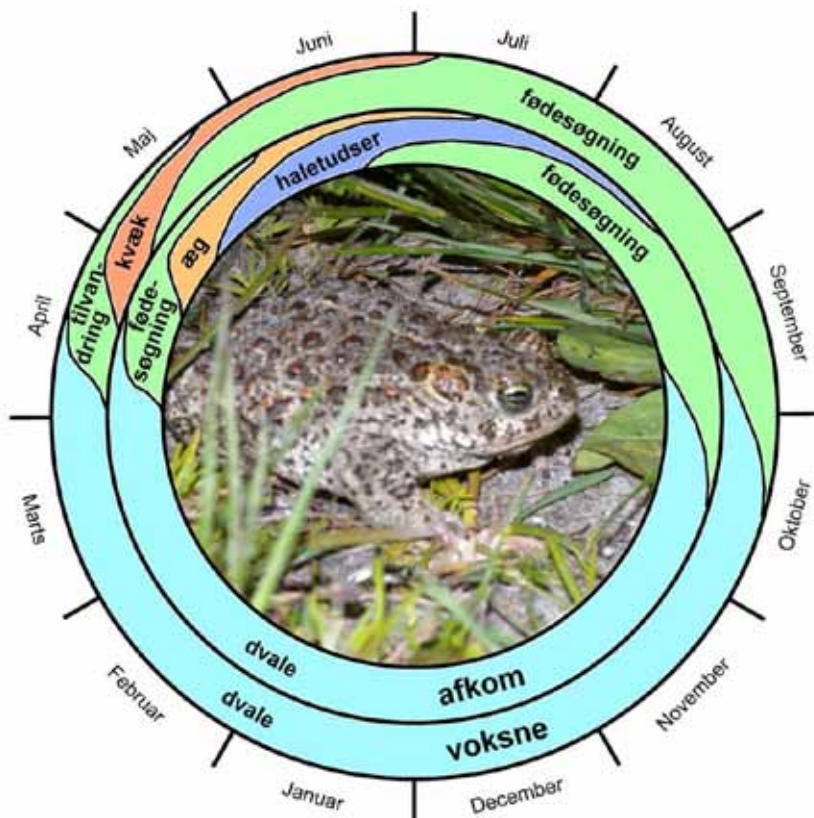
Voksne dyr

Strandtudse kommer af dvale omkring starten af april. Hvad der udløser, at de stopper dvalen og påbegynder vandring til yngleområdet, er ikke belyst, til gengæld er der vejrmæssige observationer fra de britiske øer vedrørende, hvad der udløser yngleadfærd gennem hele sæsonen. Efter disse undersøgelser udløses strandtudsens kvækken og yngleadfærd af en kombination af forudgående minimums nattetemperatur på 5°C i 2 til 4 døgn, kortvarig regn senest døgnet før, og en dagtemperatur på minimum 10°C dagen før (Banks og Beebe 1986). I nogle bestande søger hannerne ret hurtigt til yngleområdet, og i andre bestande er der en periode med fødesøgning, inden de søger til yngleområdet.

Hannerne vælger yngleområde og begynder at kvække, hvor vandet er varmest (Arak 1988), hvorefter hunnerne vandrer til mellem ½ og en uge senere (Sinsch 1992). Der er særlig stor tilvandring på milde nætter med regnvej eller restfugt i jorden. Ankommet til yngleområdet, viser jagttagelser af 41 parringer i England, at godt halvdelen af hunnerne valgte at parre sig med den første kvækkende han, de mødte, medens 20 hunner udviste selektiv adfærd, idet de svømmede omkring og lyttede til forskellige hanner på omkring 2 meters afstand. Under denne selektion, blev 8 hunner grebet af og parret med 8 ikke kvækkende hanner. De resterende 12 hunner valgte at parre sig med de største, kraftigst kvækkende hanner med de dybeste stemmer (Arak 1988). Efter parring, forbliver tudserne i amplexus mellem en time og et døgn før æglægning. Når parringen sker tidligt på aftenen er perioden kort og æglægningen afsluttes i løbet af natten. I koldt vejr, eller når parringen sker sent om natten, er perioden lang, og det kan ske, at æglægningen først foregår den følgende dag.

Strandtudsen kan normalt forekomme på yngleområdet fra ca. 15. april til starten af juli. I de østlige egne af landet er det almindeligste, at tudserne kvækker kraftigst og lægger æg, i tiden omkring 1. maj (Fog et al. 1997, 2001), medens hovedaktiviteten i de nord- og vestlige egne ligger et par uger senere.

Yngletidspunktet er et arveligt træk, således at nogle tudser yngler senere. En del af en bestand kan således yngle først i maj, og en anden del midt i juni (Sinsch 1992). I Hanstholmreservatet er der



en bestand, som yngler meget sent, fra sidst i juni til den første eller to første uger af juli. Grundet den meget hurtige udvikling fra æg til nyforvandlet tudse, vil haletudserne fra en sen bestand ikke blive væsentligt præderet af haletudserne fra den tidlige bestand, da disse allerede er tæt på eller allerede forvandlet. På større lokaliteter er der ofte enten så meget vand i en større vandsamling, at egenprædation ikke synes at udgøre et alvorligt problem eller flere adskilte vandsamlinger, så senere bestande kan vælge at lægge æg i en anden vandsamling end tidligere bestande. En bestand kan godt have dyr, der udelukkende yngler tidligt, midt i perioden eller sent.

Strandtudser er kun yngleaktive, når forholdene er til det. Tørrer en lokalitet ud i løbet af foråret, ophører yngleaktiviteten. Kommer der senere kraftig regn, så midlertidige vandsamlinger fyldes, kan yngleaktiviteten genoptages. Ændringer i vejret, f.eks. at der kommer en periode med koldt og blæsende vejr, kan også i en periode formindskes eller helt stoppe yngleaktiviteten. I meget tørre år, hvor yngleområderne har været tørre hele foråret og forsommeren, og der så til gengæld kommer rigeligt med nedbør i løbet af sommeren, kan det i landets nordlige egne ske, at strandtudsen forsøger at yngle så sent som midten af august. I mere dynamiske habitater, f.eks. klithede

Figur 8: Strandtudsens årscyklus. Foto og tegning: Lars Christian Adrados

eller strandeng, er det ikke udsædvanligt, at arten på en given lokalitet kun er yngleaktiv med flere års mellemrum.

Strandtudsens kvækker typisk fra lidt efter solnedgang til et par timer efter midnat. Sætter det pludseligt ind med meget lunt vejr i starten af en bestands yngleperiode, vil kvækkeperioden strække sig en del længere, fra lidt efter solnedgang til ud på morgenen. Har der i en bestands yngleperiode gennem længere tid været koldt og blæsende, og vejret pludseligt bliver markant bedre, vil dyrene et par dage kvække næsten døgnet rundt, dog med størst intensitet om natten. Samme kvækemønster kan man finde i meget store bestande, hvor enkelte hanner kvækker lidt en gang imellem i løbet af dagen.

Ikke alle hanner kvækker samtidigt. I mindre bestande udgør antallet af kvækkende hanner omkring $\frac{1}{4}$ af den samlede yngleaktive bestand (Briggs og Damm 1998), men i store bestande udgør de en langt mindre andel, helt ned til $\frac{1}{10}$ og $\frac{1}{20}$ er observeret i hhv. Vejlerne og ved Råbjerg Mile.

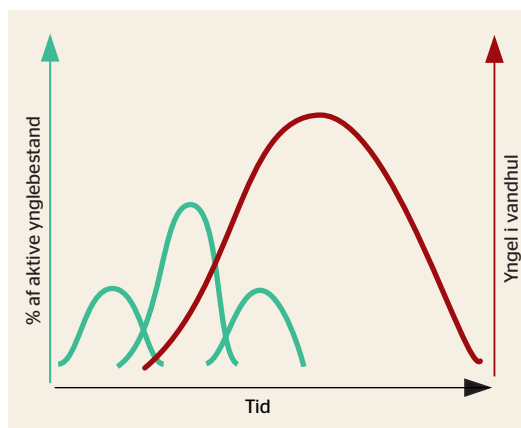
Hannerne bliver i yngleområdet i en periode på nogle uger. I løbet af denne periode kan de parre sig med flere hunner (Banks og Beebee 1988). Efter æglægningen forlader hunnerne yngleområdet. Efter endt yngling søger strandtudse føde på rasteområdet, indtil den går i dvale typisk i slutningen af september til første halvdel af oktober. I meget lune efterår kan strandtudsens findesøgende til ind i november.

Afkom

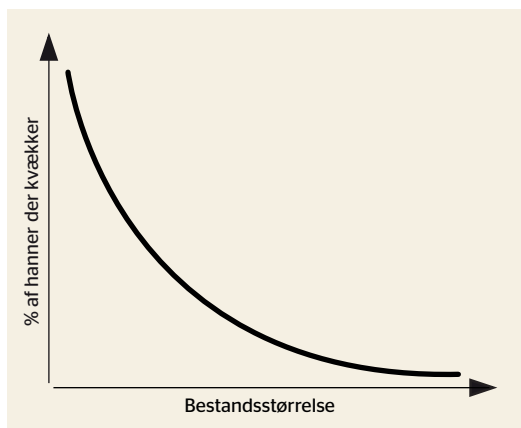
Æggene klækker i løbet af 3 til 4 dage, hvis det er varmt i vejret. Larveudviklingen tager i varmt vand omkring 6 uger. Af æg lagt i starten af maj vil de nyudviklede tudser kunne gå på land omkring midten af juni. De unge tudser går i dvale omtrent samtidigt med de voksne.

Indvandringshistorie

Da Weichel istiden (117.000 - 11.500 f.v.t.) var på sit højeste omkring 24.000 til 15.000 f.v.t., lå temperaturerne i Europa ca. 10 grader C lavere end i dag og i Sydeuropa var der tre områder: Den Iberiske Halvø, Italien og Balkan halvøen, hvor klimaet var varmt nok til at padder kunne overleve. Strandtudsen lever i dag hverken i Italien eller på Balkan halvøen, så det er almindeligt antaget, at arten, som den eneste af de danske padder, må være indvandret fra den Iberiske Halvø.



Figur 9: Strandtudsens yngletidspunkt over tid. Tegnning: Lars Christian Adrados

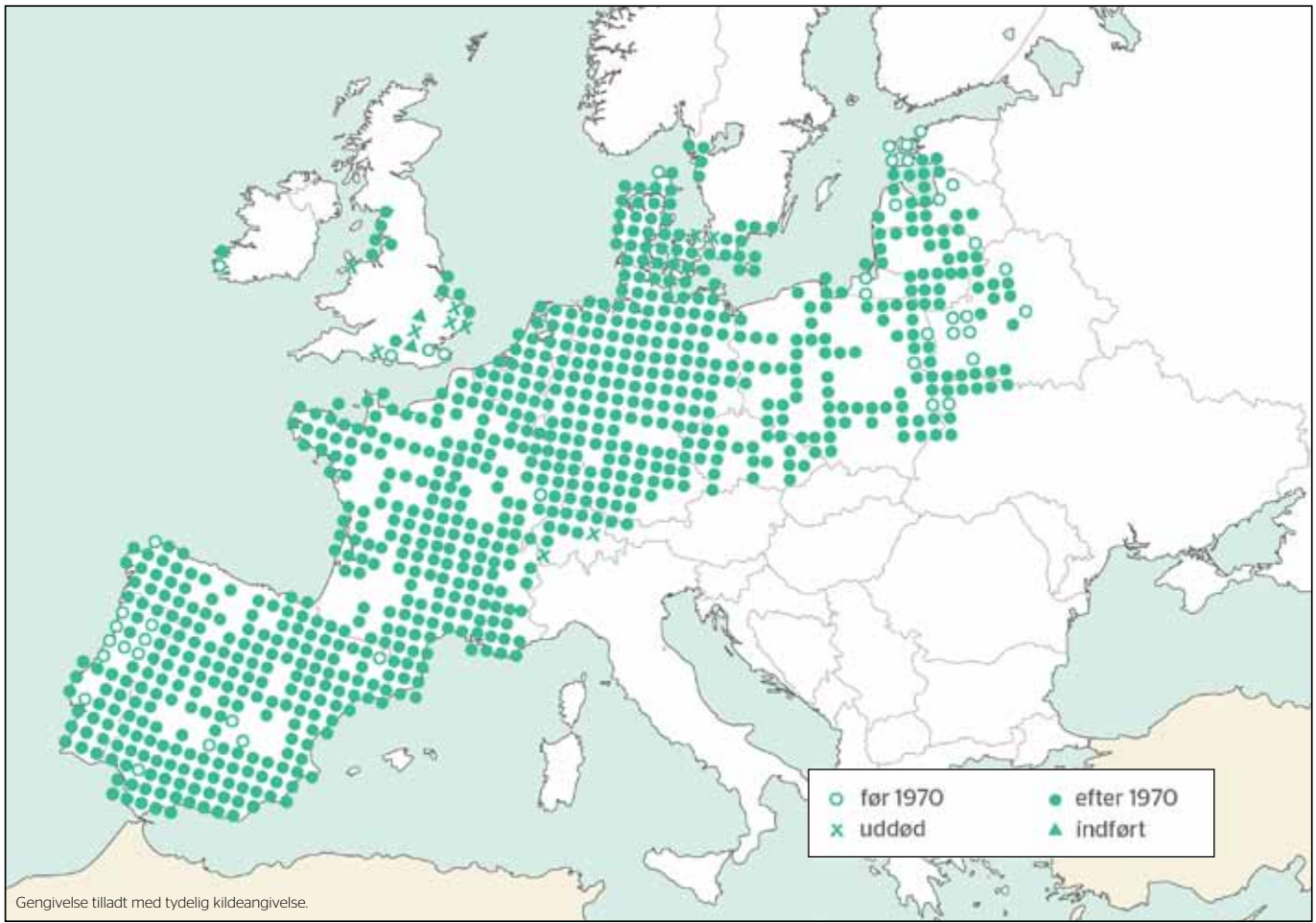


Figur 10: Andel af kvækkende hanner i forhold til bestandsstørrelse. Tegnning: Lars Christian Adrados

Strandtudsens findes i Irland og Sverige, så den må være nået til Irland før 8-7000 f.v.t., hvor øen blev skildt fra det engelske fastland, til Sjælland før 7000 f.v.t og til Sverige mellem 9.200 f.v.t og 6.200 f.v.t, hvor Øresund var land.

Strandtudsens må hurtigt have bredt sig nordpå. Tundraens ændrede med temperaturstigningerne karakterer til et stadigt åbent landskab med skovtundra. Men omkring 7.000 f.v.t. er birk og fyr på retur og hasselen på vej til at overtage. I slutningen af Atlantikum, omkring 6.000 f.v.t er den åbne skov forvandlet til blandet tæt løvtræs klimaksskov, med linden som det dominerende træ, hvor strandtudsens muligheder for kolonisering i det store og hele er udtømte.

Genetiske studier af strandtudse fra store dele af dens udbredelsesområde, bl.a. Spanien, Irland, England, Frankrig, Polen og Sverige – men ikke Danmark (Beebee og Rowe 2000) understøtter denne indvandringshistorie. Den genetiske variation, udtrykt som det gennemsnitlige antal af alleler pr locus, falder således med stigende geografiske afstand fra strandtudsens istids refugium i det



sydlige Spanien. Genetiske analyser fra repræsentative dele af de danske strandtudsebestande fra Jylland, Fyn og Sjælland (Allentoft et al. 2009) viser markante regionale forskelle. Således er bestandene på Sjælland markant anderledes end bestandene på Fyn, der igen er markant anderledes end bestandene på den jyske vestkyst fra Grærup nord for Esbjerg over Harbøre til Bygholm Vejle ved Vejlerne. Det mest overraskende i undersøgelsen er, at bestanden af strandtudse ved Råbjerg Mile genetisk ligger tættere på bestandene på Fyn og Midtjylland end bestandene langs den jyske vestkyst fra Vejlerne og sydpå. Det kan derfor tænkes, at Litorinahavet, der gjorde Vendsyssel til et ørige, afskar strandtudsens indvandring mod nord langs den jyske vestkyst, og at strandtudse i takt med Litorinahavets tilbagetrækning har indvandret til Vendsyssel langs de østjyske strandenge.

Nuværende udbredelse

Strandtudsens er endemisk for Europa, og har en nordvestlig udbredelse fra Estland i nordøst, over Hviderusland, det nordvestlige hjørne af Ukraine, Polen, det sydlige Sverige, Danmark, Tyskland til Irland de Britiske øer i vest og til Frankrig, Spanien og Portugal i syd.

I Danmark findes strandtudsens i klitheden langs den jyske vestkyst, på strandengene i Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og Østersøkysten. Desuden findes den på ca. 20 indlandslokaliteter og i de såkaldte rockpools på Bornholm.

Figur 11: Udbredelse af strandtudse i Europa, i "Atlas of amphibians and reptiles in Europe"

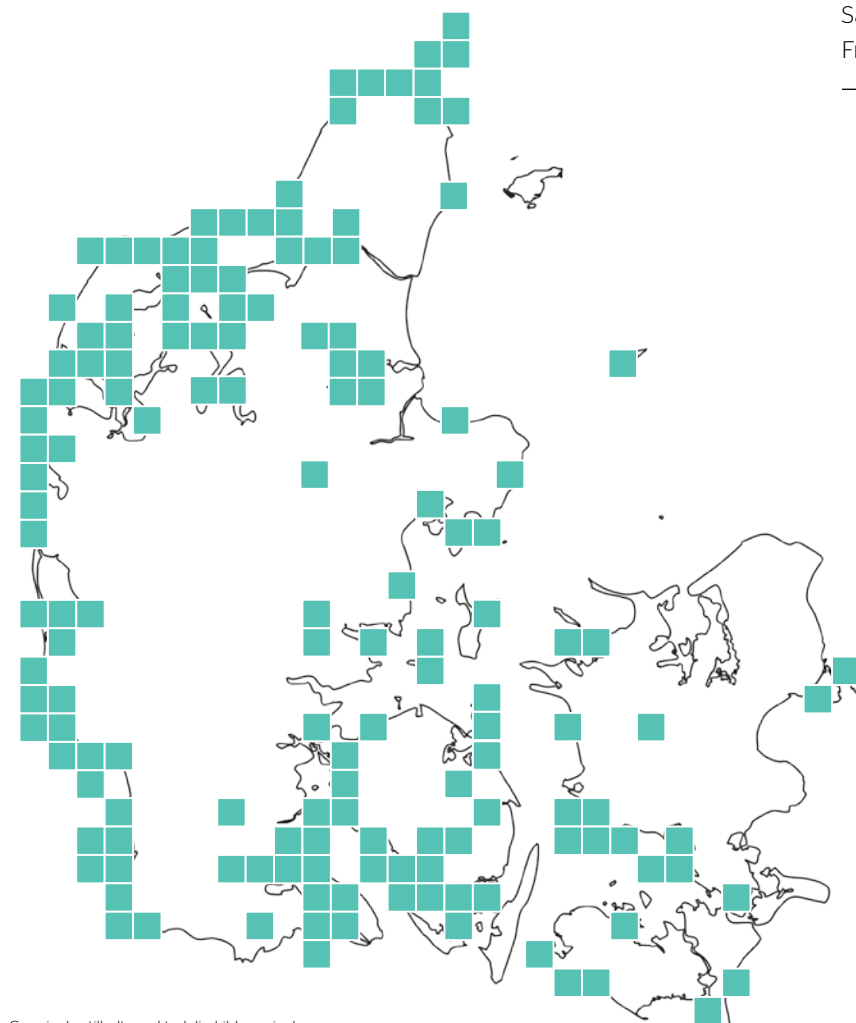
Område	Areal
Den jyske vestkyst - især klithede:	30%
Limfjorden - strandenge:	14%
Lillebæltsområdet - strandenge:	14%
Indre danske kystlinjer - strandenge:	27%
Indlandslokaliteter - råstofgrave:	13%
Rockpools:	2%
Danmark i alt:	100%

Tablet 1: Arealfordeling af forekomsterne af strandtudse 2002-2012 i 10 x 10 km kvadrater i forhold til område-type.

Den samlede danske bestand er estimeret til omkring 25.000 yngleaktive dyr (Adrados 2005), fordelt på:

- Den jyske vestkyst, max 10.000
- Limfjorden, max 5.000
- Danmark i øvrigt ca. 10.000

Som det ses af udbredelseskortet, er de største koncentrationer af strandtudse langs den jyske vestkyst, i Limfjorden samt i Lillebæltsområdet med det Sydfynske Øhav og Als-området.



Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

JYLLAND
 Frederikshavn
 Hjørring
 Jammerbugt
 Aalborg
 Vesthimmerland
 Rebild
 Mariagerfjord
 Thisted
 Morsø
 Skive
 Lemvig
 Holstebro
 Ringkøbing-Skjern
 Varde
 Esbjerg
 Tønder
 Norddjurs
 Syddjurs
 Silkeborg
 Århus
 Odder
 Horsens
 Hedensted
 Samsø
 Fredericia

Haderslev
 Aabenraa
 Sønderborg

FYN
 Middelfart
 Nordfyns
 Kerteminde
 Odense
 Assens
 Faaborg-Midtfyn
 Nyborg
 Svendborg
 Ærø

SJÆLLAND og ØER
 Kalundborg
 Sorø
 Slagelse
 Næstved
 Vordingborg
 Guldborgsund
 Lolland
 Tårnby
 Dragør
 Bornholm

Figur 12: Udbredelse af strandtudse i Danmark i perioden 2002-2012. Udarbejdet på baggrund af NOVANA registreringer samt informationer i DOFbasen, FugleogNatur, BFNbasen, lokale rapporter samt interviews af professionelle herpetologer. Research og tegning: Lars Christian Adrados

Beskrivelse af levesteder

Klithede – den jyske vestkyst

Langs den jyske vestkyst findes arten på 20 til 50 lokaliteter, der i langt overvejende grad er formet af klitternes tidligere drift, dvs. stabile kalkfattige klitter med almindelig revling, fugtige klitlavninger, og nordatlantisk våde heder med klokkeløng m.m., samlet set betegnet klithede. Når antallet af lokaliteter ikke kan fastsættes nøjere, skyldes det langt overvejende, at det er svært at vurdere, hvad der kan betragtes som en lokalitet, altså at der er stor usikkerhed om, hvor store distancer arten kan tilbagelægge mellem forskellige yngleområder i en given bestand.

Yngleområder i klitheden er typisk lavvandede ofte temporære vandsamlinger. Så længe de er lavvandede, kan størrelsen variere kraftigt fra flere hektar store områder til kun ganske få hundrede kvadratmeter. Yngleforsøg og succes er meget variable i klitheden, fra Råbjerg Mile, hvor der årligt er både kvækken og ynglesucces oftest i tusindtal til lokaliteten nord for Lodbjerg Fyr, hvor der trods årlig frivillig overvågning i de seneste 10 år kun er hørt 6 hanner i 2005 og 2012 og endnu ikke dokumenteret ynglesucces.

Strandtudsens krav til ynglebiotopen betyder, at det i forår med ringe vandmængder ofte er udtørret, og at det i år med meget store vandmængder flyder sammen med andre klit- og hedelavninger, og at vandstanden ofte når et stykke op i klitheden. I ingen af tilfældene forsøger strandtudsens at yngle, i førstnævnte tilfælde naturligt grundet mangel på vand og i det andet tilfælde, fordi der ikke er egnede åbne arealer med helt lavt vand til æglægningen.

I store sammenhængende klithedeområder med mange fugtige lavninger vil vandstanden ofte fluktuere ganske betydeligt fra år til år. Det betyder, at de yngleområder, der det ene år er egnede for strandtudsens, det følgende år kan være uegnede, og at egnede områder skal findes indtil flere km fra tidligere års egnede yngleområder.

Som fødesøgnings- og rasteområde kræver strandtudsens åbne arealer med enten ingen eller meget lav vegetation, da den ellers har vanskeligt ved at finde føde. Sandede områder, f.eks. klitformationer med vindbrud er specielt foretrukne, da bevoksningen ofte er lav, og det er let for arten at grave sig ned om dagen. Den typiske fødesøgningsbiotop for nyforvandlede



Figur 13: Afblæsningsøerne bag Råbjerg Mile er årligt gode yngleområder for strandtudse juni 2009. Foto: Lars Christian Adrados



Figur 14: Afblæsningsfladen ved Stålgjærv Rimmer nord for Lodbjerg Fyr i juli 2008, hvor vandstanden var lav. Foto: Lars Christian Adrados



Figur 15: Afblæsningsfladen ved Stålgjærv Rimmer nord for Lodbjerg Fyr i juni 2012 hvor vandstanden var høj - ca. 3½ m højere end på foregående foto. Foto: Lars Christian Adrados

strandtudser er udtørret men fugtig vandhulsbund i fugtige klitlavninger og klithedeområder. For de nyforvandlede strandtudser er det væsentligt, at fødesøgningsområdet i starten ligger umiddelbart op til yngleområdet, da de skal vokse sig stærke nogle uger, inden de kan foretage vandringen til fødesøgnings-, raste- og overvintringsområdet længere ude i landskabet.

Strandenge og enge- Limfjorden, Lillebæltsområdet og indre danske kystlinjer

I Limfjordsområdet findes strandtudsen på maksimum 25 lokaliteter, hvoraf hovedparten har atlantehavs-strandengen som væsentligste biotopkomponent. Langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og østersøkysten findes strandtudse på 40 til 50 lokaliteter, hvoraf hovedparten ligeledes har atlantehavs-strandengen som den væsentligste biotopkomponent. For alle områder gælder, at afgræsning synes nødvendig for at holde vegetationen lav nok til, at strandtudsen kan yngle.

Yngleområdet er typisk de højere beliggende lavvandede partier af strandengene. Områdernes vandholdenhed et givent år kan være betinget af udsivning af vand fra højreliggende morænedannelser - f.eks. som på det sydvestlige Mors, eller tidligere oversvømmelse fra det omkringliggende vandområde. I år med lille udsivning, lav nedbør eller manglende oversvømmelse kan yngleområdet henligge udtørret. F.eks. henlå strandtudsens kvækkeområder på Klitgårds Hage ved Gjøl Bredning i juni 2009 ganske udtørrede.

I store sammenhængende strandengsområder, vil selv en lille forskel i vandstand fra år til år betyde, at de yngleområder, der det ene år er egnede for strandtudsen, det følgende år kan være uegnede, og at egnede områder skal findes indtil flere km fra tidligere års egnede yngleområder.

Som fødesøgnings- og rasteområde benytter strandtudsen de højere beliggende dele af strandengen, og den ses hyppigt, hvor grus- og asfaltveje og -stier gennemskærer strandengen. Her er der åbne arealer med kantvegetation, og strandtudsen ses ofte fouragere i overgangen mellem grus og vegetation. Der er også en del indrapporteringer af strandtudse, der er fundet i nærliggende haver, hvor arten både kan fouragere og overvintre.



Figur 16: Hvert år godt ynglevandhul for strandtudse på strandengen ved Buksør Odde på Mors, her i juni 2009. Foto: Lars Christian Adrados



Figur 17: Yngleområde for strandtudse på engen ved Lidsø, Rødby på Sydlolland, april 2009. Foto: Kåre Fog



Figur 18: Yngleområde for strandtudse på Klitgård Hage i Vesthimmerland helt udtørret i juni 2009. Foto: Lars Christian Adrados

Råstofgrave - indlands

Indlands findes strandtudsens på omkring 20 lokaliteter, hvoraf langt hovedparten udgøres af råstofgrave. ¾ af lokaliteterne findes i det østlige Jylland, 4 findes på Fyn og en enkelt på Sjælland.

Råstofgrave som grusgrave, lergrave, kalk- og kridtgrave og stenbrud er gode levesteder for strandtudsens, fordi der, så længe gravene er aktive, hele tiden opstår nye, bare vandhuller samtidigt med, at den har gode muligheder for at søge føde på de sparsomt bevoksede arealer. Råstofgravene er dog typisk kun egnede levesteder, så længe der stadig indvindes i dem og i en periode herefter inden tilgroning. De fleste indlands råstofgrave med bestande af strandtudse ligger i dag som isolerede øer, f.eks. Brårup gravene i Viborg Kommune, gravene ved Hedensted, Tarup gravene i Odense og Faaborg-Midtfyn kommuner, og Munkebjergby gravene i Sorø Kommune. I sådanne områder er udveksling med dyr fra andre områder i praksis umulig, og bestandene af strandtudse er alene afhængig af tilstanden i råstofgravene.

Ved reetablering af råstofindvindingsområder, sker det ofte landskabet modnes med en række større permanente søer, hvori der ikke sjældent etableres put-and-take fiskeri med bl.a. ørreder. Herved ophører området værdi som yngle- og fourageringsområde for strandtudse.

I tillæg til de indlands råstofgrave findes en del ved kysterne, hvor de kan udgøre væsentlige bindeled imellem mere naturlige lokaliteter. Således synes råstofgrave ved den jyske vestkyst øst for Hanstholm, på den 40 km lange strækning mellem Ræhr og Svinkløv Plantage at være strandtudsens væsentligste yngle- og rasteområder.

Bredden af store næringsfattige søer

Enkelte steder yngler strandtudsens langs bredderne af store næringsfattige søer omgivet af græssede arealer, der benyttes som fødesøgnings- og rasteområder. Når strandtudsens kan yngle i sådanne søer, må det hænge sammen med at bestandene af andre haletudser, vandsalamandre og rovinsekter, der under normale forhold ville udkonkurrere og fortære strandtudsens haletudser, er fortyndet i et stort vandvolumen, samtidig med at det lave næringsniveau betinger en ret spredt og tynd rørskovsbevoksning, der lader en del lys slippe igennem til vandfalden, som opvarmes tilstrækkeligt til vækst af strandtudsens haletudser. Navnsø i Vesthimmerland er et fint eksempel på



Figur 19: Kridtgraven ved Tolstrup Vestermark i Vesthimmerland, juni 2009. Lokaliteten havde stor ynglesucces af strandtudse. Foto: Lars Christian Adrados



Figur 20: Den store næringsfattige sø Navnsø i Vesthimmerland har årligt ynglende strandtudser. Foto: Lars Christian Adrados



Figur 21: Udtørrende grøft på Egholm i Limfjorden, juni 2009, hvor haletudser af strandtudser kæmper en kamp mod tiden for at forvandle sig inden grøften tørrer ud. Foto: Lars Christian Adrados

en stor næringsfattig sø, hvor strandtudse yngler imellem tvepibet lobelie.

Temporære vandsamlinger i øvrigt

I fugtige år sker det ikke sjældent, at strandtudsen findes kvækkende på pludseligt opståede oversvømmelser op til i hvert fald 4½ km fra tidligere kendte lokaliteter. Oversvømmelserne ses ofte på lavtliggende partier af dyrkede marker, hvor afgrøden det pågældende år netop grundet oversvømmelsen ikke er i vækst. Ofte vil oversvømmelserne tørre ud inden haletudsernes forvandling.

Strandtudsen findes også af og til ynglende i lavvandede kanaler, f.eks. på øen Egholm i Limfjorden ud for Aalborg og på Vestamager i Tårnby Kommune. På begge lokaliteter synes valget af yngleområde at være artens sidste desperate forsøg på at finde alternativer til de mere naturlige yngleområder, som af den ene eller anden grund er blevet uegnede. På Egholm har dæmningen omkring hele øen medført, at de tidligere højereliggende dele af strandengen er blevet landbrugsjord, og på Vestamager har så godt som alle vådområder store bestande af skrubtudse og hundestejle.

Klippekyster

Langs Bornholms nord- og østkyst, yngler strandtudse i brakvands klippepytter ved kysten, de såkaldte rockpools. Lignende yngleområder findes udenfor Danmarks grænser ved Skånes østkyst, samt Blekinges og Bohuslæns kyster.

Spredningskorridorer, spredningsevne og kontakt mellem populationer

Nogle undersøgelser tyder på, at strandtudsen normalt ikke vandrer over vanskeligt fremkommeligt terræn (Beebee og Denton 1996), medens andre undersøgelser tyder på, at i hvert fald nogle dyr efter ynglesæsonen gerne vandrer i alt 3 til 4 km (ikke lineært men en del frem og tilbagevandring) igennem vanskeligt fremkommeligt terræn som bygmarker (Miaud, Sanuy og Avrillier 2000). Observationer i Danmark gennem den seneste snes år understøtter, at arten i hvert fald nogle gange er i stand til at vandre igennem vanskeligt fremkommeligt terræn, således fund af kvækkene dyr for en del år siden på temporær vandsamling på mark ved Faurholt i Vendsyssel omkring 4½ km fra hidtil kendt lokalitet, og kvækkende dyr ved Biersted endnu længere fra hidtil kendt lokalitet. I begge tilfælde må dyrene have bevæget sig tværs gennem kulturlandskabet, dvs. en kombination af



Figur 22: Rockpool med yngel af strandtudse i Møllenakke ved Listed-Svaneke på Bornholm. Foto, august 2012: Finn Hansens

dyrkede marker, veje og landlig bebyggelse for at nå frem. Af mindre krævende vandringer kan som eksempel tjene, at førstegangs kønsmodne hanner i det fugtige år 2012 blev hørt i Skallerup Indlands-klitter i Vendsyssel omkring 3½ km fra hidtil kendte nærmeste ynglelokalitet i Vandplasken. Vandringerne er her foregået igennem klit og klithede.

I litteraturen angives voksne tudser at kunne tåle maksimalt 16 ‰ salt (Sinsch, Seine og Sherif, 1992). Dette muliggør i hvert fald i teorien, at strandtudse kan sprede sig over store dele af de indre danske farvande, således Øresund, Storebælt, Smålandsfarvandet, Lillebælt og de Sydfynske Øhav, hvor saliniteten ligger under denne grænse. Forekomsten af strandtudse på flere øer, f.eks. Egholm, Fur og Mors i Limfjorden, hvor saliniteten i dag er omkring 24 ‰ kan ikke tages til indtægt for, at arten lokalt har tilpasset sig så højre salttolerancer, men at koloniseringen af disse øer er foregået inden opsaltningen af Limfjorden ved Nordsøens gennembrud af Agger Tange under stormfloden i 1825 og igen 1862, hvorefter Limfjorden via Thyborøn Kanal har stået i permanent forbindelse med Nordsøen.

Strandtudsens spredningsevne over en enkelt sæson er undersøgt talrige gange. Således angiver Miaud, Sanuy og Avrillier (2000) 1.200 m som den maksimale distance fra yngleområde til fjerneste observation på rastområde og Sinsch (1992) angiver i stor undersøgelse af et geografisk veldefineret område på omkring 8 km², 2.600 m som den maksimale distance. Der er dog ingen undersøgelser, der belyser spredningsevnen over artens livstid. Det nærmeste, man kommer, er Sinsch et

al. (2012), der har lavet modelberegninger over strandtudsens spredningsevne, hvoraf det fremgår, at på sandede jorde og græsgange vil 5 % af bestanden migrere indtil 2,5 km og på mere lerede jorde indtil 12,2 km fra yngleområdet. Undersøgelsen bygger på empiriske data fra Spanien, Frankrig, Tyskland og England, og er nok det nærmeste, vi i dag kommer et bud på strandtudsens spredningsevne. Samlet set kan de mange undersøgelser og feltregistreringer for Danmarks vedkommende summeres til, at strandtudse må kunne forventes at kunne kolonisere nye lokaliteter indtil ca. 10 km fra hidtil kendte yngleområder.

Registreringsmetoder

Der findes flere velegnede metoder til registrering af strandtudse. En kombination af metoderne vil ofte være nødvendig for sikker registrering.

Lytning efter kvækkende dyr

Strandtudse registreres i felten indledningsvis om natten ved lytning. Deres stemme kan afhængigt af vejret og støjafgivelse fra omgivelserne høres på typisk mellem ½ og 2 km's afstand. Lytningen skal foregå på lune stille aftener i tiden fra slutningen af april til starten af juli. Idet strandtudsens pionerart ofte koloniserer nye yngleområder flere km fra eksisterende, lyttes der med omkring ½ km's interval i en omkreds på ca. 3 km fra eksisterende kendte yngleområder. Herved lokaliseres de(t) aktuelle yngleområde(r). Når koret er lokaliseret, går man i retning af lyden. Inden man går hen til et yngleområde og dermed forstyrrer dyrene, vurderes antallet af kvækkende dyr ud fra individuelle stemmekarakteristika og placering på lokaliteten. Er der kun et mindre kor, kan antallet vurderes med det blotte øre, men ved større kor, falder stemmerne sammen, og det vil ofte være meget vanskeligt at vurdere korets størrelse.

Visuel optælling

Der skal altid foretages en supplerende visuel optælling af kvækkende dyr, idet kun en mindre del af strandtudserne kvækker. På yngleområdet optælles antallet af kvækkende hanner, der kan findes på lavt vand - typisk langs en lokalitets bredder. Optællingen foregår lettest ved at bruge kraftig lommelygte, som man langsomt lader glide langs de lavvandede områder. Når et dyr bliver "fanget af lyset", fryser det på stedet og kan let registreres. Derimod synes dyr, der har forladt lyskeglen, sig sikre og dykker hurtigt. Det er derfor overordentligt vigtigt, at lyskeglen bevæges over yngleområdet i rolige bevægelser.

Optælling på veje og stier

Strandtudsens er meget tilbøjelig til at søge ud på bare overflader, f.eks. veje og stier med sand, grus eller asfalt for at søge føde. I særdeleshed i overgangen mellem bare overflader og vegetation finder man dyrene. Er en ynglelokalitet udtørret, eller er det endnu ikke det rigtige tidspunkt på sæsonen til registrering af kvækkende dyr, er optælling på veje og stier derfor et godt alternativ. Man kører eller vandrer med fremadrettet lys, og opdager let fouragerende strandtudser. Det er dog med at være hurtig, for strandtudsens flugtreaktion er ofte at løbe af sted nærmest som en mus, hvorimod både skrubtudse og grønbroget tudse synes at fryse på stedet. For at kunne registrere strandtudsens, er det derfor afgørende at bevare lyset på stedet, hvor man tror den fundet.

Registrering af æg

Strandtudsens æg kan eftersøges fra slutningen af april til midt i juli. Ægsnorene vil være at finde på lavt vand, ofte under 20 cm.

Ketsjning af haletudser

Haletudserne opholder sig ofte på ganske lavt vand imellem oversvømmet græs. Der skal ketsjes med en ketsjer med flad kant så tæt ned mod bunden som muligt. Er det varmt i vejret og lokaliteten stor, vil strandtudsens haletudser normalt fordele sig over hele det fladvandede område. Er der lokale lommer med varmt vand på en større lokalitet, ses strandtudsens haletudser ofte at stime sammen i disse lommer, hvor de kan stå meget tæt.

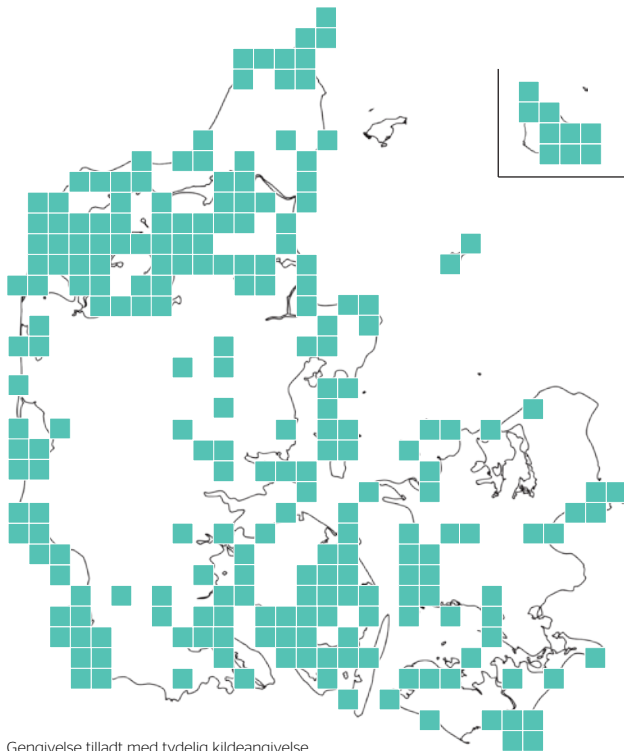
Registrering af nyforvandlede

De nyforvandlede tudser er ikke nataktive som de voksne, så man har derfor en chance for at se dem i dagslys, når de fouragerer i nærheden af vandhullets bred.

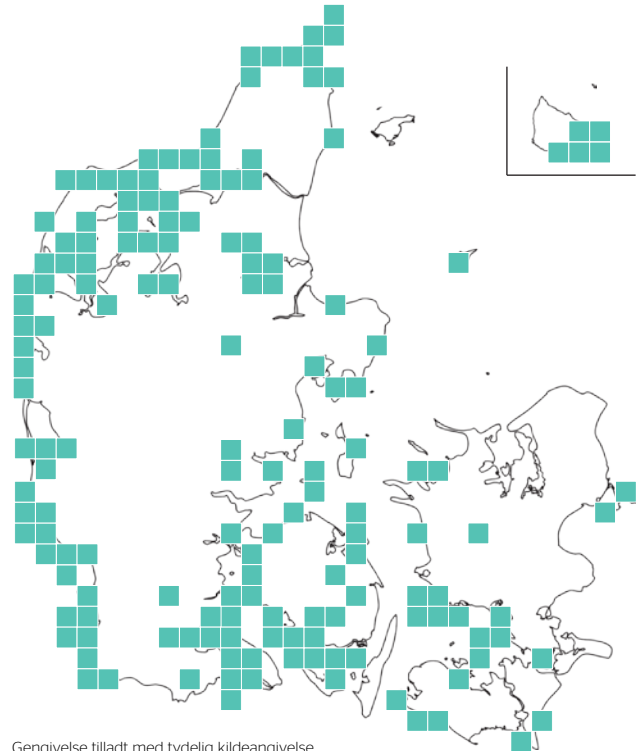
Oplysninger fra lokale

På grund af strandtudsens meget kraftige stemme vil lokale ofte have information om artens ynglen. Lokale har også ofte informationer om artens skjul på land, f.eks. i udhuse, under brændestabler og lignende.

Hvis en lokal person ringer og indberetter fund af strandtudse, vil det være en god fremgangsmåde at bede vedkommende om at tage foto af dyret, hvorfra det i de fleste tilfælde vil være muligt at bekræfte indentifikationen.



Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.



Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Tendenser i udbredelse

Status for strandtudsens i dag er bragt i afsnittet "Nuværende udbredelse". For at vurdere tendenser for nuværende udbredelse vil det være hensigtsmæssigt at sammenligne med seneste samlede opgørelse over strandtudsens udbredelse i Danmark, dvs. atlasundersøgelsen af Danmarks padder og krybdyr 1975-1986 med den aktuelle opgørelse for 2002 til 2012.

En sådan sammenligning lider under, at der ikke er sikkerhed for, at undersøgelsen i atlasperioden dækkede samme områder som i opgørelsen for 2002 til 2012. Der er dog et meget stort sammenfald af områder. Da strandtudsens endvidere er i stand til at kolonisere områder op til omkring 10 km fra hidtidige yngleområder, er opgørelsen ikke lavet som en sammenligning af positive kvadrater for 1975-86 med status i disse kvadrater 2002-12, men udelukkende ved sammenligning af antal kvadrater med arten i de to perioder, dvs. en "best case" sammenligning.

Sammenligning af strandtudsens udbredelse i Danmark defineret som antal 10x10 km kvadrater, hvor arten findes, viser meget store forskelle mellem perioden 1975 til 1986 og perioden 2002 til 2012 (figur 23 mod figur 24). Bruges Atlasundersøgelsens mindre masketørrelse på 5x5 km fås endnu større forskelle, (tabel 2). Forskellen skyldes,

at strandtudsens i perioden er forsvundet fra en del 10x10 km kvadrater, men at den i hvert kvadrat er blevet forholdsvis mere sjælden, således at arten i dag kun findes i forholdsvis mindre dele af 5x5 km kvadraterne.

Figur 23 (ø.v.tv): Udbredelse af strandtudsens i perioden 1975 til 1986 i 10x10 km kvadrater, efter Atlasundersøgelsen af Danmarks padder og krybdyr. Kort efter Kåre Fog af Lars Christian Adrados

Figur 24 (ø.v.th): Udbredelse af strandtudsens i perioden 2002 til 2012 i 10x10 km kvadrater, efter NOVANA overvågning, DOF basen, FugleogNatur, BFNbasen or research. Kort af Lars Christian Adrados

Område	Antal kvadrater hvor strandtudsens findes 2002-2012 i forhold til perioden 1975-1986	
	10x10 km	5x5 km
Vestkysten	97 %	85 %
Lillebæltsområdet	94 %	73 %
Limfjorden	77 %	65 %
Strandenge i øvrigt	54 %	50 %
Indlandslokaliteter	42 %	35 %
Rockpools	50 %	40 %
Danmark i alt	67 %	60 %

Tabel 2: Procent 10x10 hhv. 5x5 km kvadrater hvor strandtudsens findes i perioden 2002 til 2012 i forhold til perioden 1975 til 1986 (100 %).

I den ca. 25 års periode fra 1975-86 til 2002-12 har strandtudsen i det store og hele fastholdt sin udbredelse langs den jyske vestkyst. Der er dog i perioden opstået tomme kvadrater i områder, hvor arten ellers havde sammenhængende udbredelse, således i Thy, hvor der ikke længere er sammenhæng mellem forekomsterne i Hanstholmreservatet og nord for Lodbjerg Fyr.

I Lillebæltsområdet med det Sydfynske Øhav og Als-området, har strandtudsen ligeledes i det store og hele fastholdt sin udbredelse. Dog synes den forsvundet fra Langeland.

I Limfjorden er arten gået noget tilbage, særligt i de østligste dele af fjorden samt på den sydøstlige del af Mors, hvor arten nu helt synes at mangle.

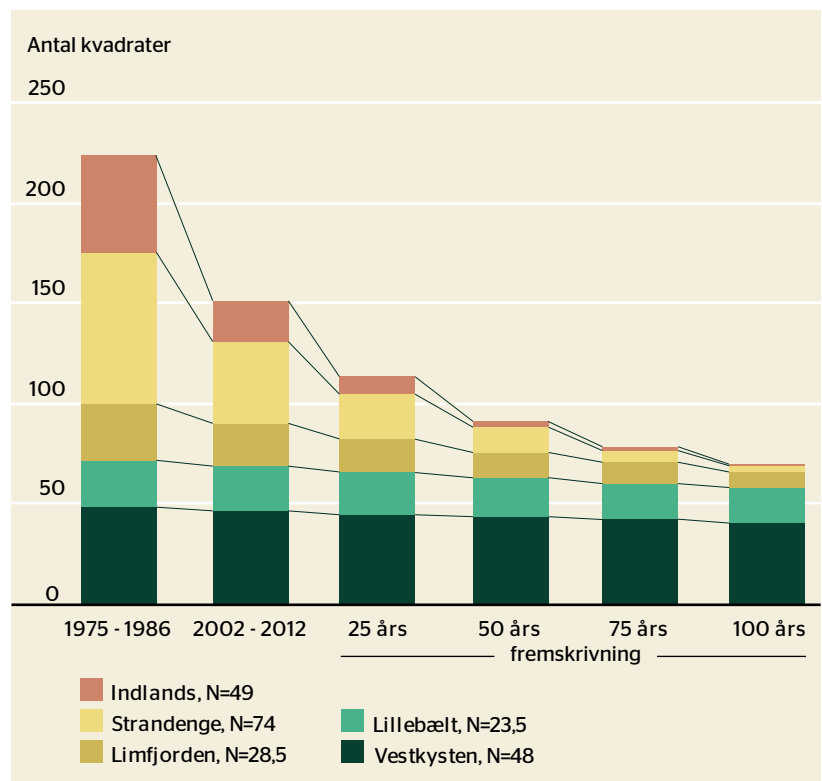
På øvrige strandenge langs de indre danske farvande er arten i den 25-årige periode gået markant tilbage, så den i dag kun findes på mellem 50% og 55% af kvadraterne i perioden 1975-86.

På indlandslokaliteterne er arten i perioden i det store og hele forsvundet, med kun mellem 35 % og 42% af kvadraterne tilbage.

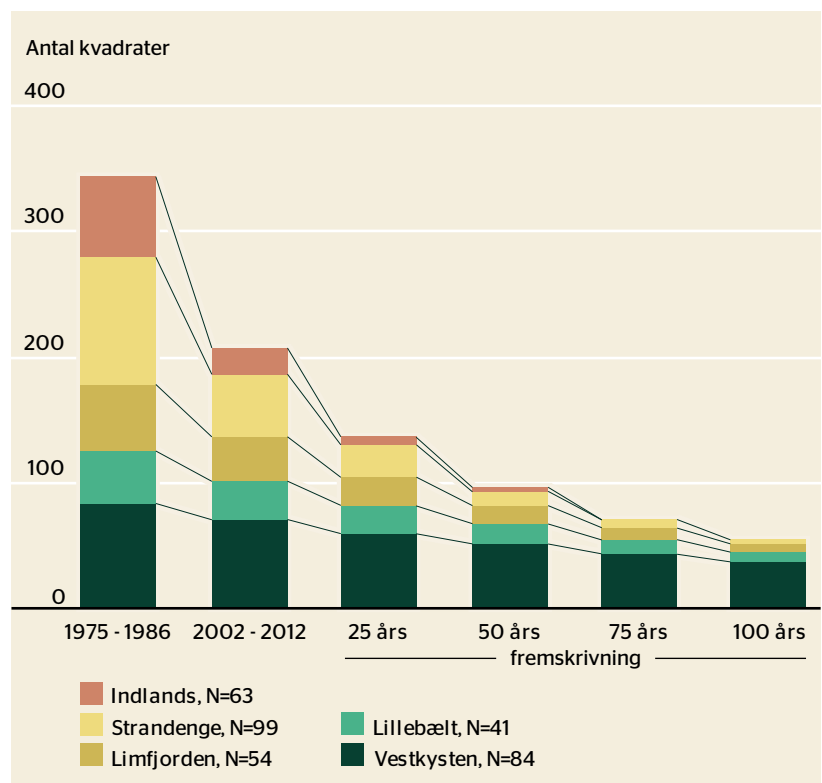
I de bornholmske rockpools er arten i perioden gået markant tilbage, så den i dag kun findes på mellem 40% og 50% af kvadraterne i perioden 1975-86.

Antages udviklingen i perioden 1975-86 til 2002-12 at fortsætte uændret over de kommende år, dvs. med en tilbagegang pr. 25 år svarende til den hidtil observerede, kan der foretages en 100 års fremskrivning af kvadrater med forekomster af strandtudsen. Fremskrivningen er markant forskellig, om der bruges 10x10 km kvadrater eller 5x5 km kvadrater - figur 25 og 26. I det strandtudse i rockpools kun fandtes i 6 10x10 km hhv. 10 5x5 km kvadrater i 1975-1986, er de ikke medtaget i fremskrivningen.

Fremskrivningen viser at strandtudsen klarer sig bedst, hvor der er plads, hvor der i hvert fald er nogen sammenhæng i bestandene, og hvor der samtidig gøres en aktiv indsats for arten. Hvorvidt det er rimeligt at fremskrive på basis af 10x10 km eller 5x5 km kvadrater, afhænger af en kombination af bestandsstørrelser og graden af sammenhæng i landskabet. Hvor der er forholdsvis stor sammenhæng i landskabet, og bestandene findes



Figur 25: Udviklingen i antal 10x10 km kvadrater med forekomst af strandtudse fra Atlasundersøgelsen (1975-1986) til perioden 2002-2012 med fremskrivning af tilsvarende tilbagegang pr. 25 år de næste 100 år. N = antal 10x10 km kvadrater med arten i perioden 1975-1986. N kan være forskelligt fra et heltal, idet enkelte kvadrater er opdelt på flere lokalitetstyper. Rockpools ikke medtaget. L. C. Adrados 2012.



Figur 26: Udviklingen i antal 5x5 km kvadrater med forekomst af strandtudse fra Atlasundersøgelsen (1975-1986) til perioden 2002-2012 med fremskrivning af tilsvarende tilbagegang pr. 25 år de næste 100 år. N = antal 5x5 km kvadrater med arten i perioden 1975-1986. Rockpools ikke medtaget. L. C. Adrados 2012.

tæt på hinanden, er det rimeligt at bruge 10x10 km kvadraterne, dvs. Vestkysten, Lillebælt og Limfjorden. Hvor bestandene derimod findes lang fra hinanden, og der ikke er så stor landskabelig sammenhæng, er det mere rimeligt at bruge 5x5 km kvadraterne, dvs. strandenge i øvrigt og indlandslokaliteterne.

Bestandene langs den jyske vestkyst klarer sig markant bedst i 10x10 km kvadrat fremskrivningen, med en kun beskedne tilbagegang på 100 års sigt. Der er dog nogle steder "huller" i den landskabelige sammenhæng, så i hvert fald lokalt bør fremskrivningen på 5x5 km kvadrater være i mente med en halvering af antal kvadrater på 75 års sigt.

I Lillebæltområdet med det Sydfynske Øhav og Als-området klarer arten sig også rimeligt i 10x10 km kvadrat fremskrivningen med en tilbagegang på knap 30% på 100 års sigt. Vurderet på 5x5 km kvadrater har der dog været en mere markant tilbagegang på knap 30% i perioden 1975-86 til 2002-12. Hvis der ikke fortsat gøres en aktiv indsats for at bevare arten i området, er det værd at se på fremskrivningen på 5x5 km kvadrater, der viser knap en halvering af antal kvadrater med arten på 25 års sigt og på 100 års sigt en reduktion af antal kvadrater på knap 80%.

Bestandene langs Limfjorden klarer sig nogenlunde i 10x10 km kvadrat fremskrivningen med godt en halvering af antal kvadrater på 50 års sigt og med knap ¼ tilbage på 100 års sigt. Med mindre der gøres en aktiv indsats for at bevare arten i området, er det værd at se på fremskrivningen på 5x5 km kvadrater, der viser godt en halvering af antal kvadrater med arten på 25 års sigt og på 100 års sigt en reduktion af antal kvadrater på knap 90%.

Strandenge i øvrigt, dvs. strandenge fratrukket bestandene ved Limfjorden, i Lillebæltområdet med det Sydfynske Øhav og Als-området, viste allerede i perioden 1975-86 til 2002-12 en markant tilbagegang i antal kvadrater med arten på mellem 45% og 50%. Fremskrivningen på 5x5 km kvadrater viser på 25 års sigt en reduktion af antal kvadrater med arten på godt 75% og allerede på 50 års sigt en reduktion på knap 90%.

Bestandene på indlandslokaliteter, dvs. både råstofgrave og store næringsfattige søer viste i perioden 1975-86 til 2002-12 allerede en meget markant tilbagegang i antal kvadrater med arten på mellem knap 60% og 65%. Det er derfor ikke overraskende,

at en fremskrivning på 5x5 km kvadrater, allerede på 25 års sigt viser en reduktion af antal kvadrater med arten på knap 90%, og at arten på 50 års sigt i praksis er forsvundet fra indlandskvadraterne.

Rockpools viste i perioden 1975-86 til 2002-12 en tilbagegang på omkring 50% i antal kvadrater med arten. Antallet af kvadrater er dog, grundet biotopens begrænsede udbredelse i Danmark, så lille i 1975-86, hhv. 6 10x10 km kvadrater og 10 5x5 kvadrater, at det ikke giver mening at fremskrive tallene.

Samlet set betyder det, at strandtudsens ser ud til fremadrettet at ville klare sig nogenlunde i Jylland med undtagelse af indlandslokaliteterne hvor den er i akut fare for at uddø, vil overleve på Fyn men er i akut fare for at uddø på Sjælland og Bornholm.

Genetiske perspektiver

Strandtudsens genetiske variation, udtrykt som det gennemsnitlige antal alleler pr locus, falder med stigende geografisk afstand fra artens istids refugium i det sydlige Spanien. De danske bestande af strandtudser falder godt ind i dette billede, med en genetisk variation (Allentoft et al. 2009) imellem hvad der er fundet i Holland (højere) og det østlige Polen og Sverige (lavere) (Beebe og Rowe 2000). Samlet set er den genetiske variation i Danmarks strandtudser nok lav, men det kan i det væsentligste tilskrives landets distance til strandtudsens istids refugium i Spanien.

Langs den jyske vestkyst er der fra Vejlerne og mod syd forholdsvis stor genetisk ensartethed i bestandene (Allentoft et al. 2009), hvilket indikerer en i hvert fald historisk sammenhæng i bestandene.

På Fyn er bestandene af strandtudse genetisk markant forskellige fra bestandene langs den jyske vestkyst og Sjælland, og der synes i nyere tid at have fundet udveksling sted mellem bestandene på Hindsholm og det Sydfynske Øhav (Allentoft et al. 2009).

På Sjælland, hvor arten har været isoleret fra de øvrige danske bestande i omkring 9.000 år, er bestandene genetisk markant forskellige fra det øvrige Danmark. Med den akutte fare for at disse bestande uddør, er der en akut fare for genetisk tab af biodiversitet.

Tilsvarende forholder det sig sandsynligvis for de bornholmske bestande, der i knap 9.000 år har været genetisk isoleret fra de historisk set nærmeste bestande på Rügen. På Bornholm har der dog ikke været foretaget genetiske studier af bestandene, så antagelsen kan ikke underbygges med genetiske argumenter

Trusler

De væsentligste trusler mod fastholdelse af strandtudsens udbredelse på nuværende niveau synes at falde i fire kategorier: a) Overstabilisering af klit og klithede med deraf følgende manglende dynamik, b) Ændringer i udnyttelsen af strandengen, herunder ophør af græsning på store arealer, dræning og udbygning af infrastrukturen, c) Reetableringsplaner for råstofgrave, der favoriserer mere konkurrencedygtige arter, samt d) Klimaændringer, herunder især havstigning og ændringer i stormmønstret, der medfører at store strandengsområder bliver uegnede som levested for strandtudsens.

Overstabilisering af klit og klithede

Langs store dele af den jyske vestkyst findes et bredt og enestående sammenhængende bælte af klitter og klithede. Vegetationens klimaks har her i et bredere eller smallere bælte langs kysten, afhængigt af klimaforholdene siden sidste istid, været kendetegnet ved netop ikke at være skov som i resten af landet men netop klit og klithede.

I den lille istid fra senmiddelalderen til midten af 1800-tallet førte klimaændringerne, i nogen grad hjulpet på vej af menneskets udnyttelse af klitheden, til omfattende sandflugt. Mod øst blev der dæmmet op for sandflugten ved etablering af mange klitplantager i en tid, hvor landskaberne nærmest henlå skovløse. Dæmpning af sandflugt blev gennemført for at tæmme de vandrende klitter, og afvandingssystemer skulle gøre lavere liggende områder bedre egnede til græsning, jordbrug og mod øst plantagevækst. Igennem de seneste flere årtier har tiltagende nedfald af luftbårne næringsstoffer tillige gødet jorden og stabiliseret plantevæksten.

Men klit - klithede landskabet er som biotop netop ikke kendetegnet ved stabilitet, med ved en dynamisk vekslen mellem nye afblæsningsflader, der er under langsom tilgroning mod klithede og moden klithede. For at give klitten og klitheden noget dynamik tilbage er der de seneste flere år blevet foretaget rydning af indvandrende bjergfyr samt

mosaikafbrændinger i klitheden, afvandingssystemer er blevet sløjftet for at give området noget af vandet tilbage, og det er på udvalgte steder besluttet ikke at foretage dæmpning af sandflugt.

Overstabiliseringen af klit og klithede ved nedfald af luftbårne næringsstoffer er på trods af den indsats, der hidtil er gjort, stadig en aktuell trussel mod egnetheden af strandtudsens yngle- og rasteområder langs den jyske vestkyst.

Ændringer i udnyttelsen af strandengen

Indtil for omkring 60 år siden var engen og strandengen, gødet af næringen fra vinterens og forårets oversvømmelser. Kreaturer græssede i sommerhalvåret på de lavere liggende arealer, engene og strandengene. Dyrkning af de højreliggende marker var betinget af den gødning, der kunne indsamles fra kreaturerne på stald om vinteren. Og sommerens høslæt på engene og strandengene gav føde til kreaturerne på vinterstald. Guano, dvs. indtørrede fugleekskremer indsamlet på den sydamerikanske vestkyst blev som "chilesalpeter" fra omkring det forrige århundrede skifte i større stil sejlet til Europa, hvor det for de få, der havde råd, kunne bruges som gødning. Men det var først med den industrialiserede kunstgødnings fremkomst efter 2. verdenskrig, at importeret gødning blev hvermandseje. Hermed blev det arbejdskrævende høslæt af engene og strandengene og dyrehold afkoblet fra markernes dyrkning, og strandtudsens daværende væsentligste yngle- og rasteområder undergik voldsomme ændringer til skade for arten:

- Ophør af afgræsning og høslæt medfører at engen og strandengen gror til med høj vegetation, hvilket medfører at yngle- og fourageringsområder bliver uegnede for strandtudse (Briggs 2004, Rannap 2004).
- Dræning af engen og strandengen medfører, at vandstanden sænkes, og yngleområder går tabt.
- Opdyrkning ofte kombineret med gødskning og dræning giver høj og tæt vegetation og medfører, at såvel yngle- som rasteområder går tabt.

Selv ganske små ændringer af engen og strandengen, f.eks. dræning af højreliggende partier med lille grøftning grundet hensynet til stadig græssende kreaturer kan medføre at værdifulde yngleområder går tabt for strandtudsens.

Udbygning af infrastrukturen på lavere liggende områder kan desuden medføre øget trafikdødelighed for strandtudsens, der gerne fouragerer i grænsen mellem helt åbne arealer og vegetation.

Reetableringsplaner for råstofgrave

Med engenes og strandengenes tiltagende tab af yngle- og fourageringsområder for strandtudsens gennem de seneste mange år, har aktive råstofgrave i flere områder været opholdssteder for arten.

Ved reetablering af råstofvindingsområder, sker det ofte, at landskabet modnes med en række større permanente søer, hvori der ikke sjældent etableres put-and-take fiskeri med bl.a. ørreder. Herved ophører området værdi som yngle- og fourageringsområde for strandtudse.

Havstigning

Havstigninger som følge af den globale opvarmning og dermed afsmeltning af is er der i de seneste mange år blevet fremsat mange forskellige modeller for. De seneste data fra Sea Level Research Group - University of Colorado fra august, 2012, viser gennemsnitlige globale havstigninger på 3,1 mm pr år målt over de sidste 20 år. Forudsættes en lineær udvikling vil det på 100-års sigt give ca. 30 cm havstigning. Nogle modelberegninger viser, at havet år 2100 vil være steget med mellem 0,57 og 1,10 m (Jevrejeva et al. 2012). Andre forskere kritiserer prognoser på basis af så korte måleserier, idet de ikke tager højde for havets naturlige cykliske vandstandssvingninger (Hansen 2011). Rekonstruktioner af havniveauet over de sidste 1.000 år ved undersøgelse af gamle strandlinier på Læsø viser fra omkring 1750 til i dag cykliske perioder på omkring 70 år og en havstigning ved Læsø på mellem 0,6 og 1 mm pr år dvs. mellem 6 til 10 cm pr. århundrede (Hansen 2011). Lægges hertil de fortsatte landhævninger i store dele af Danmark fås, at der kun syd for linjen Hanstholm-Grenå-Helsingør vil forekomme relative havstigninger.

Havstigning kan gøre strandtudsens overlevelse på strandengene problematisk, da de højere liggende dele af strandengene i mange områder er optaget af menneskelige aktiviteter. Bliver der på 100-års sigt tale om havstigninger på 0,6 til 1 m, vil der være mange strandenge, hvor strandtudsens ikke har mulighed for at flytte højere op i landskabet.

Ændringer i nedbørsmønstret

I fremtiden vil Danmark generelt få mere nedbør (Drews et al. 2011), og der forudses ændringer i nedbørsmønstret. Danmark vil i fremtiden komme til at ligge på grænsen mellem to zoner, hvor mængden af sommernedbør i det nordlige Skandinavien generelt stiger, mens det falder i det centrale, østlige og sydlige Europa med stigende risiko for tørke til følge (Christensen et al. 2007, IPCC 2007, van der Linden et al. 2009 i Drews et al. 2011). Der ses i estimater tendenser til forøgelse af nedbør i forårs- og efterårsmånederne i det 21. århundrede, medens der for perioden 2021-2050 forventes nogenlunde uændrede nedbørmængder om sommeren og i perioden 2071-2100 en reduktion af nedbøren om sommeren (Drews et al. 2011). Sidstnævnte er dog behæftet med stor usikkerhed, hvilket kan tilskrives Danmarks beliggenhed i et grænseområde.

I tillæg forventes kraftigere nedbørsekstremer med en tydelig tendens til, at de mest ekstreme nedbørshændelser øges mere end de mindre ekstreme (Drews et al. 2011).

Kombinationen af forøget forårsnedbør og reduktion af sommernedbøren, kan for strandtudsens medføre ændringer i fordelingen og forekomst af egnede yngle vandhuller. Mere nedbør generelt og forårsnedbør i særdeleshed vil gøre eksisterende yngleområder mindre egnede på grund af dybere vand, men til gengæld vil der så opstå nye vandsamlinger andre steder. Forudsat at der i landskabet er plads til disse ny vandsamlinger og deres pleje, er der ikke umiddelbart nogen grund til at antage, at strandtudsens vil lide under en sådan forøgelse af nedbøren.

En reduktion af sommernedbøren, kan derimod vise sig at blive et problem for strandtudsens. Da den jo netop lægger æg i de mest lavvandede områder, vil mindre nedbør i månederne juni, juli og august medfører en øget risiko for udtørring inden haletudserne metamorfoserer. Hvorvidt scenariet med mindre nedbør om sommeren i modelperioden 2071-2100 skal tillægges betydning er lidt svært at afgøre, da det jo er behæftet med stor usikkerhed. Umiddelbart synes det mest hensigtsmæssigt, at der forvaltes efter scenariet for perioden 2021-2050 (Drews et al. 2011), hvor sommernedbøren forventes nogenlunde uændret. Om ca. 30 år vil der sandsynligvis foreligge nye estimater, der til den tid må lægges til grund for eventuelle forvaltningsmæssige ændringer.

Ændringer i stormmønstret

Det forventes, at der fremover kommer flere kraftige storme især om efteråret (klimatilpasning.dk). For strandtudsen kan kraftigere storme betyde en for kraftig opsaltning af lavtliggende yngleområder, men til gengæld en moderat opsaltning af tidligere ferske områder, der således, givet at der er plads til dem og deres pleje i landskabet, vil medføre nye potentielle yngleområder. Den væsentligste udfordring kan vise sig at være de klimatilpasninger, der foregår overalt i landet med beskyttelse mod bl.a. stigende hyppighed for stormflod. Hvis ikke der i kystbeskyttelsesarbejdet indtænkes miljøinteresser, kan strandtudsen komme til at mangle plads i kystlandskabet.

Øget UV-stråling

Der er meget litteratur, der viser skadelige effekter på padder som følge af mindsket ozonlag og dermed øgede mængder UV-B stråling, f.eks. Blaustein et al. (2010). Det er dog påvist, at strandtudsen i spanske bjergegne er ret resistent overfor UV-B stråling (Lizana og Pedraza 1998). Det virker som en rimelig tilpasning for en art, der yngler i lavvandede områder, hvor UV-B strålingen er høj. Hvis de danske strandtudser har bevaret en rimelig grad af resistens mod UV-B stråling siden indvandringen fra den Iberiske Halvø, synes der ikke umiddelbart nogen grund til at tro, at øget UV-B stråling udgør nogen fare for arten i Danmark.

Nuværende overvågning

NOVANA overvågning

Miljø- og Fødevarerministeriet varetager overvågning af arter omfattet af Habitatdirektivet igennem NOVANA-programmet. I dette program overvåges arten i perioden 2005 til 2010 i 102,5 udvalgte kvadrater á 10 km x 10 km, og i perioden 2011 til 2016 i 98 udvalgte kvadrater (Adrados, Fog og Søgaard 2011). I hvert af disse kvadrater undersøges 4 vandhuller, dvs. at i hele Danmark blev der i perioden 2005 til 2010 undersøgt 410 yngleområder, og i perioden 2011 til 2016 skal der undersøges 392 yngleområder.

I første NOVANA-periode 2005-2010 var overvågningen baseret på registrering af haletudser alene. I anden NOVANA periode 2011-2016 er registreringen baseret på en kombination af lytning i kvækkeperioden og eftersøgning af haletudser (Søgaard, Adrados og Fog et al. 2011). Registreringen i anden NOVANA periode giver bedre mulighed for at følge bestande, når de flytter rundt til nye vandhuller indenfor det udvalgte registreringskvadrat.



Frivillig overvågning

Der er i dag mange frivillige, der overvåger de danske bestande af strandtudse. Der ses således en stigende frekvens af indrapporteringer af strandtudse i både dofbasen.dk og fugleognatur.dk. Indrapporteringer til disse databaser, er typisk foretaget af dygtige ornitologer fra områder af stor fuglemæssig interesse og at lokale folk, der har observeret voksne dyr ved deres ejendom. Stort set alle observationer er af kvækkende eller sete voksne dyr. Kun ganske få observationer vedrører forekomst af haletudser.

Den frivillige overvågning dækker i kraft af mængden et større område end NOVANA programmets 98 kvadrater. Der kan med undtagelse af de helt store fuglelokaliteter som Grenen og Blåvands Huk, over tid ikke forventes at være megen gentagelse af registreringerne, og der dokumenteres kun undtagelsesvis ynglesucces.

Figur 27: Strandtudse larver hænger endnu på æggnoren, Grenen ved Skagen juni 2009.
Foto: Lars Christian Adrados

Fremtidig forvaltning

Målsætning

Den overordnede målsætning med udarbejdelse af nærværende forvaltningsplan, som opfølgning på habitatdirektivets artikel 2, stk. 2 og 12, er at opnå en gunstig bevaringsstatus for strandtudse.

Formålet med denne plan er at samle eksisterende viden om strandtudsens biologi, forekomst og status, samt at give en række anbefalinger til hvordan man kan sikre den fremover i vores natur. F.eks. giver planen anvisninger på, hvordan man skaber eller opretholder en strandtudsevenlig biotop samt gode råd til folk, der skal administrere strandtudsens yngle- og rasteområder, så de kan opretholdes og forbedres.

Hermed skabes en ramme for forskellige indsatser med forslag til artsvenlig drift, egentlige biotopforbedringer samt rådgivning og information til lodsejere, husejere, planlæggere og offentligheden.

Målet er således at bidrage til at opnå en gunstig bevaringsstatus for strandtudsens fremover, og at bevare den som en vigtig del af den danske fauna.

En gunstig bevaringsstatus indebærer bl.a., at den geografiske udbredelse skal opretholdes.

Mange små enkeltforekomster, som i dag må regnes for isolerede, vil kunne komme i kontakt med nabobestande, hvis bestandene formerer sig op ved forbedringer af yngleområder, og der eventuelt skabes spredningskorridorer i landskabet. Er bestandene først blevet store, vil de kunne indgå i større sammenhængende bestande, som strækker sig over adskillige km. Hvis man antager et en sådan indsats bærer frugt, synes det muligt, at de nuværende forekomster, med undtagelse af de isolerede indlandsforekomster, kan blive til i omegnen af 40 større bestande.

For at sådanne bestande permanent skal kunne bevare evolutionært potentiale og robusthed mod demografiske og miljømæssig stokastik, anses effektive bestandsstørrelser på mellem 500-5.000 voksne dyr at være passende (Nunney & Campbell 1993). Med 40 større bestande giver den målsætning på mellem 20.000 og 200.000 voksne dyr. Hertil kommer de omkring 20 isolerede indlandsbestande. Nogle af områderne synes store nok til at kunne bære bestande i denne størrelsesorden, men i andre områder er det måske mere realistisk at sætte målet efter at bestandene skal være store nok til at undgå indavl, dvs. bestande med omkring 50 voksne dyr.

Som perspektiv for denne målsætning bør det nævnes, at det tidligere er vurderet, at langs den jyske vestkyst og det vestlige af Limfjorden er kun tre bestande overlevelsesdygtige på sigt: Ved Kallesmærsk Hede, ved Råbjerg Mile og ved Bygholm Vejle (Briggs og Adrados 2005).

Det overordnede mål er således, udover at bevare strandtudsens som en vigtig del af den danske fauna, at styrke sammenhængen i genetisk set tæt beslægtede populationer og dermed sikre artens overlevelse på sigt i Danmark.

De nedenstående succeskriterier og anbefalinger til indsats for strandengene er givet under forudsætning af, at fremtidig havstigning er så beskeden og at klimatilpasningsarbejdet giver den fornødne plads, at det fortsat muliggør artens eksistens på disse områder.

Succeskriterier

- At lodsejere og myndigheder benytter nærværende forvaltningsplan som redskab i forvaltningen.
- At private lodsejere søger tilskudsordninger

og forbedrer eller etablerer nye levesteder for strandtudse.

- At strandtudsens levevilkår og spredningsmuligheder forbedres ved at lodsejere tænker artens forekomst ind i planlægning og drift af deres arealer.
- At artens status vurderes løbende.
- At der opretholdes eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for bestande af strandtudse eller på sigt at ændre eventuelle tilbagegange for lokale, isolerede bestande af strandtudse til fremgang. Et succeskriterium er dermed også at opretholde den geografiske udbredelse af arten.

Anbefalinger til indsats

Generelt

Lavtliggende naturområder som strandenge kan blive klemte eller helt forsvinde ved en stigning i havets vandstand i kombination med klimatilpassningsarbejdet. Hvis denne natur skal bevares, må den sikres både plads og dynamik. Hvis der er lavtliggende landområder bag den nuværende kystlinje, kan man lade nature rykke tilbage (Fenger og Frich 2002). Fenger og Frich (2002) skriver videre: "Generelt bør man derfor se i øjnene at den hidtidige naturbeskyttelse, der i mange henseender har været orienteret i retning af bevaring, må erstattes med en hjælp til udvikling tilpasset et klima i forandring, selvom det kan betyde nye arter og naturtyper.

I forbindelse med kommunernes klimatilpassningsarbejdet anbefales det, at man hvor muligt indtænker strandtudsens og eventuelt udarbejder lokale forvaltningsplaner for arten.

Vestkysten

Følgende tiltag kan anbefales for at sikre forbindelsen langs vestkysten, således at der er to til fire metapopulationer, en fra Grenen i Frederikshavn Kommune til Vandplasken i Hjørring Kommune og en til tre fra Blokhus i Jammerbugt Kommune til den dansk/tyske grænse i Tønder Kommune.

- Indenfor arealet dækket af Frederikshavn Kommune: At sikre forbindelsen fra Lodskovvad Mile til Skiveren ved pleje af fugtige områder i klit og klithede.
- Indenfor arealet dækket af Hjørring Kommune: At sikre forbindelsen mellem Tversted og Vandplasken ved pleje af fugtige områder nordvest for Tversted Plantage og mellem Uggerby Klitplantage og Tornby Klitplantage.
- Indenfor arealet dækket af Jammerbugt Kom-

mune: At sikre forbindelsen mellem Blokhus og Bulbjerg ved pleje af fugtige områder i klit og klithede ved Ejstrup Klit, Slettestrand og Torup Strand.

- Indenfor arealet dækket af Thisted Kommune: At sikre forbindelsen mellem Bulbjerg og Hanstholm ved pleje af fugtige områder i klit og klithede vest for Lild Klitplantage samt nord og vest for Hjørdemål Klitplantage og i særdeleshed at sikre forbindelsen mellem Hanstholmreservatet og Agger Tange ved pleje af både fugtige områder i klithede og mere tørre områder i klithede i Vangså Hede, Ålvand, i Lillehav nord for Lyngby samt enten klithede sydvest for Lodbjerg Klitplantage eller enge ved den nordvestlige bred af Flade Sø samt engområder på den nordlige del af Agger Tange.
- Indenfor arealet dækket af Lemvig Kommune: At sikre forbindelsen mellem Harboøre Tange og Thorsminde ved pleje af fugtige områder i klit og klithede eller enge ved Ferring Sø og nord for Bøvling Fjord.
- Indenfor arealet dækket af Holstebro Kommune: At sikre forbindelsen mellem Thorsminde og Vester Husby ved pleje af fugtige områder i klit og klithede nordvest til sydvest for Husby Klitplantage.
- Indenfor arealet dækket af Ringkøbing-Skjern Kommune: At sikre forbindelsen mellem Holmsland og Hansnæs Berg ved at pleje fugtige områder i klit og klithede eller strandenge ved den vestlige del af Ringkøbing Fjord.
- Indenfor arealet dækket af Varde Kommune: At sikre forbindelsen mellem Nymindegab og Skallingen/Varde Å ved pleje af fugtige områder i klit og klithede nordvest og sydvest for Blåbjerg Klitplantage samt nord for Kærgård Klitplantage samt pleje af engdrag ved Tarp Enge.
- Indenfor arealet dækket af Esbjerg Kommune: At sikre forbindelsen mellem Varde Å og Gammel Hviding ved pleje af enge omkring Marbæk Plantage, ved Sønderris, Tjæreborg og Ribe Holme.
- Indenfor arealet dækket af Fanø Kommune: Indsats synes pt. ikke umiddelbart nødvendig.
- Indenfor arealet dækket af Tønder Kommune: At sikre forbindelsen mellem Rejsby og Margrethe Kog ved at pleje enge nordvest og sydvest for Skærbæk samt ved Ballum.

Lillebælt

Følgende tiltag kan anbefales for at sikre sammenhæng i bestandene omkring Lillebælt:

- Sønderborg Kommune: At sikre sammenhæng i bestanden ved pleje af engene ved Sandvig og sydvest for Guderup.
- Aabenraa Kommune: At sikre større sammenhæng i bestanden ved pleje af engene ved Genner Bugt samt Bankel Nor.
- Haderslev Kommune: At sikre større sammenhæng i bestanden ved pleje af enge ved Bankel Nor, Årø, Haderslev Fjord samt Avnø Vig.
- Middelfart Kommune: At sikre større sammenhæng i bestande ved pleje af enge ved Tybrind Vig.
- Assens Kommune: At sikre større sammenhæng i bestanden ved pleje af enge ved Bredningen eller Emtekær Nor, syd for Assens, Åkrog Bugt / Agernæs samt syd for Strandby.
- Faaborg-Midtfyn Kommune: At sikre større sammenhæng i bestanden ved pleje af enge omkring Horne Krog.
- Svendborg Kommune: At sikre større sammenhæng i bestanden ved pleje af enge ved Ballen, på Skarø og på Drejøl.
- Ærø Kommune: At styrke bestanden ved pleje af engene i Stokkeby Nor.

Limfjorden

Følgende tiltag kan anbefales for at sikre sammenhæng i bestandene omkring Limfjorden:

- Thisted Kommune: At sikre større sammenhæng i bestandene ved pleje af enge ved Doverodde, Toftum, Gudnæs, Fævig, Østerby og Arup Holm / Lønnerup Fjord.
- Morsø Kommune: At sikre større sammenhæng i bestandene ved pleje af enge ved Mågerodde, Dragstup Vig, Rovvig, Ørding / Sillerslev Øre, Fårup og den vestlige del af Dråby Vig.
- Struer Kommune: Indsats synes pt. ikke umiddelbart nødvendig.
- Holstebro Kommune: Indsats synes pt. ikke umiddelbart nødvendig.
- Skive Kommune: At sikre større sammenhæng i bestandene ved pleje af enge ved Kås Sø, Lysen Bredning, Risgårde Bredning og Astrup Vig.
- Viborg Kommune: At sikre større sammenhæng i bestandene ved pleje af enge ved Gørup Mark.

- Vesthimmerland Kommune: At sikre større sammenhæng i bestandene ved pleje af enge ved Lovns Bredning, Risgårde Bredning, og syd for Løgstør.
- Jammerbugt Kommune: At sikre større sammenhæng i bestandene ved pleje af enge ved Attrup.
- Aalborg Kommune: At sikre sammenhæng i bestanden ved pleje af engene på både vest- og østsiden af Nibe Bredning samt ved Nørholm Enge.

Strandenge i øvrigt

Følgende tiltag kan anbefales for at sikre en vis sammenhæng i lokale bestande (Nærmere undersøgelser kan vise, at opdræt vil være nødvendig for at sikre målet):

- Frederikshavn Kommune: At sikre sammenhæng i bestanden ved pleje af strandengene ved Voerså.
- Dronninglund Kommune: At sikre sammenhæng i bestanden ved pleje af engene ved Aså.
- Norddjurs Kommune: At sikre sammenhæng i bestanden ved pleje af stransengene nord for Grenaa.
- Syddjurs Kommune: Indsats synes pt. ikke umiddelbart nødvendig.
- Århus Kommune: At sikre sammenhæng i bestanden ved pleje af strandengene ved Løgten Bugt.
- Odder Kommune: Arten synes isoleret i det nordøstlige hjørne af kommunen. Yderligere indsats i forhold til nuværende synes ikke umiddelbart påkrævet.
- Hedensted Kommune: At sikre artens eksistens på Hjarnø ved pleje af strandenge.
- Samsø Kommune: At fastholde arten ved fortsat pleje af strandenge omkring Stavns Fjord.
- Kerteminde Kommune: Yderligere indsats i forhold til nuværende synes ikke umiddelbart nødvendig.
- Kalundborg Kommune: At fastholde arten ved fortsat pleje af strandenge ved Reersø - Vejlén - Flasken, i området ved Vesterlyng samt på Nekselø.
- Slagelse Kommune: At fastholde arten ved pleje af strandenge på Glænø, Agersø, Omø og Stignæs. Samt hvis den findes ved Lejsø at genopbygge bestanden her.
- Næstved Kommune: At fastholde arten på minimum nuværende niveau .
- Vordingborg Kommune: At fastholde arten på

minimum nuværende niveau på Tærø. Samt hvis den findes på Langø også at fastholde bestanden der.

- Lolland Kommune: At fastholde arten på minimum nuværende niveau.
- Guldborgsund Kommune: At fastholde arten på minimum nuværende niveau.
- Tårnby Kommune: Der er gjort en stor indsats for at bevare arten på både Vestamager og Saltholm. I begge områder er det dog uvist, om arten kan overleve. Yderligere indsats skønnes ikke umiddelbart mulig.
- Dragør Kommune: Der er muligvis stadig en lille bestand ved Aflandshage. Viser fremtidig overvågning at arten fortsat findes her, bør pleje af strandengene opretholdes.

Rockpools

Følgende tiltag kan anbefales for at sikre rockpool-bestandene:

- Bornholm Kommune: At fastholde arten på minimum nuværende niveau.

Indlands lokaliteter

Følgende tiltag kan anbefales for at sikre, at de isolerede bestande ikke uddør (Nærmere undersøgelser kan vise, at opdræt vil være nødvendig for at sikre målet):

- Aalborg Kommune: Indsats synes ikke umiddelbart nødvendig p.t.
- Thisted Kommune: Indsats synes ikke umiddelbart nødvendig p.t.
- Vesthimmerland Kommune: Indsats synes ikke umiddelbart nødvendig p.t.
- Rebild Kommune: Ukendt om indsats er nødvendig.
- Mariagerfjord Kommune: Ukendt om indsats er nødvendig.
- Silkeborg Kommune: Ved modning af Brårup gravene, bør det sikres at hensynet til strandtudsens vægtes.
- Horsens Kommune: Ved Nim gravene bør det sikres at strandtudsens fortsat kan overleve.
- Hedensted Kommune: Ved både Hvirring og Hedensted bør pleje sikre, at bestandene opretholdes.
- Fredericia Kommune: Ved Tårup bør det sikres at bestand opretholdes.
- Haderslev Kommune: Bestanden ved Vojens bør opretholdes.
- Aabenraa Kommune: Bestandene ved Rødekro og Vilsbæk bør opretholdes.
- Nordfyn Kommune: Bestanden ved Ore bør søges opretholdt.

- Nyborg Kommune: Bestanden ved Refsvindinge synes på sigt usikker, og der bør sandsynligvis iværksættes opdræt for at opretholde den.
- Faaborg-Midtfyn Kommune: Bestanden ved Tarup gravene er en af de største indlandsbestande i Danmark. Pleje bør fortsættes så bestanden kan overleve på sigt. Også bestanden ved Espe synes rimelig robust, og pleje bør sikre, at den kan overleve på sigt.
- Odense Kommune: Bestanden ved Tarup gravene er en af de største indlandsbestande i Danmark. Pleje bør fortsættes, så bestanden kan overleve på sigt.
- Sorø Kommune: Bestanden ved Munkebjergby er den sidste indlandsbestand på Sjælland, og bør alene af den grund sikres overlevelse på sigt.

Forskning og udredning

Strandtudsens er en af de paddearter, der synes at have været underlagt mest forskning. Fødevalg, lokalitetsvalg, bestandsdynamik og effekten af landskabelige ændringer er således rigt belyst. Der mangler dog et i forvaltningsøjemed meget væsentligt område, nemlig empiriske data vedrørende artens spredningspotentiale over tid fra nymetamorfoserede tudser til førstegangs kønsmodne dyr. Forskning i dette emne har været forsøgt (Sinsch 1997) men synes underlagt store praktiske vanskeligheder. Med henblik på den fremtidige forvaltning af strandtudsens i Danmark vil det være ønskeligt, om der her i landet gennemføres sådanne undersøgelser.

Klimatilpasningsarbejdet og havstigning kan, især hvis de mere markante fremskrivninger benyttes, få meget stor betydning for strandtudsens fremtidige mulighed for at bruge store strandengsområder som yngle- og rasteområder. Det vil for den fremtidige forvaltning af arten (og øvrige i hvert fald truede arter tilknyttet strandengen) derfor være relevant at gennemføre udredning, der belyser i hvilket omfang klimatilpasningsarbejdet, havstigning og hyppigere stormflod vil gøre det relevant at satse på forvaltning af strandengsbestandene. Udredningen bør være så detaljeret, at den forholder sig til strandengene på alle kendte og potentielt fremtidige lokaliteter med arten. Udredningen bør inddrage Kystdirektoratets kort over faren for oversvømmelser. Det synes umiddelbart relevant, at udredningen sker i samspil med eller som del af Århus Universitets redskab som kortlægger områder af høj naturværdi, de såkaldte

High Nature Value (HNV) områder (Ejrnæs et al. 2012).

Gode råd til forvaltning af strandtudse

Afsnittet med beskrivelse af levesteder giver et ret fyldstgørende billede af, hvilke biotoper strandtudsen lever i. Med afsæt i disse beskrivelser og den øvrige eksisterende viden om arten i Danmark, bringes her kun fif til konkrete plejetiltag og planlægning.

Klit og klithede

- Sløjfning af eksisterende grøfter. I store områder kan fugtige og dynamiske vandsamlinger ofte skabes ved at sløjfe eksisterende grøfter, hvorved man for en forholdsvis lille investering får meget natur. Det er dog stadig en udfordring, idet vandområdets bredder tit vil nå op i klitheden. Dvs. at der ikke med det flade vand alene etableres yngleområder for strandtudsen. Det er her nødvendigt at tænke bredpleje ind som en del af helheden.
- Skrab af vandhuller er en noget dyrere løsning til at skabe yngleområder. Til gengæld vil man ved skrabene kunne sikre, at bredderne fremstår fri for vegetation og dermed egnede for artens yngleaktivitet. Planlægger man at gennemføre flere skrab i et givent område, anbefales det at skrab i varierende dybde, f.eks. med 10-30 cm interval, og således optimere mulighederne for at i hvert fald vanddybden i et af skrabene et givent år vil være egnede for strandtudsens yngleaktivitet.
- Rydning af f.eks. bjergfyr sker typisk ved at skære træerne over roden og lade støddene stå. Det areal, man herved etablerer, har stort set ingen værdi for strandtudsen. På udvalgte områder kan man ved også at fjerne støddene skabe områder med åbent bart sand, hvor strandtudsen kan finde føde. Sådanne områder vil i øvrigt også være velegnede fødesøgningsområder for markfirben. Ofte vil rydning af plantager afsløre et væld af fugtige vandsamlinger, der ved fjernelse af stød, kan blive værdifulde yngleområder for strandtudse. Undersøgelser af effekten af forskellige tiltag udført for strandtudsen i England (Denton et al. 1997) viser, at rydning kun har effekt, hvis det gentages med få års mellemrum. I forhold til skovloven kan der etableres op til 10 pct. åbne naturarealer i skovarealet, vel at mærke udover de arealer, der ved lovens ikrafttræden lovligt var uden træbevoksning.
- Mosaikafbrændinger har ofte en foryngelse

af lyngen som hovedformål. På kort sigt kan mosaikafbrænding ved lav vandstand gøre bredzonen af områdetets vådområder egnede som yngleområde for strandtudse, og der etableres ligeledes på kort sigt rimelige fødesøgningsområder for arten. Men allerede efter et par år er den fremspirende vegetation så høj, at effekten for strandtudsen er minimeret.

- Områder uden dæmpning af sandflugt. Dynamisk natur, sand i bevægelse, sand, der af vindens drift langsomt får lov at berige sig landskabet mod øst og bag sig efterlader nøgne bare flader og vandsamlinger, er nok kulturhistorisk set et af den jyske vestkysts værste mareridt. Men samtidig giver de dynamiske sandbevægelser strandtudsen lige, hvad den har brug for, lysåbne, lavvandede yngleområder og nærved velegnede fødesøgnings- og rasteområder. Mange klit og klithedeområder er beliggende med en mod sandet beskyttende klitplantage mod øst. I disse områder kan der på udvalgte steder gennemføres ophør af sandflugtsdæmpning, uden at det vil true de mod øst liggende kulturarealer. Naturbeskyttelsesloven giver mulighed for, at der ikke fortsat gennemføres dæmpning af sandflugt.
- Afgræsning har i historisk perspektiv været en ofte anvendt driftsform i klit og klithede. Afgræsning sikrer, at bredderne af de fugtige områder holdes med meget lav vegetation, velegnet for strandtudsens yngleaktivitet, og desuden slider de afgræssende dyr på vegetationen, så der fremkommer højere liggende områder egnet for strandtudsen fødesøgning og rasten. Og ofte slider græssende dyr især vegetationen lige op af hegnet. Herved etableres let tilgængelige ledelinjer for strandtudsen i landskabet. Endelig kan afgræsning også bidrage til at holde de fugtige lavninger vandfyldte, idet vandforbruget fra krat og højere græsser formindskes (Grootjans et al. 2002). Desværre, set i strandtudsesammenhæng, giver Naturbeskyttelsesloven ikke mulighed for afgræsning i klitfredede områder, der ikke hidtil har været udnyttet landbrugsmæssigt.

Enge og strandenge

- Afgræsning og høslæt. De lysåbne enge og strandenge har i hvert fald i de seneste flere hundrede år været betinget af den kulturmæssige udnyttelse af arealerne som "agerens moder". Dette samspil mellem eng og ager ophørte for omkring 60 år siden.



Figur 28: Egsnor af strandtude i Råbjerg Miles afblæsningssøer juni 2004. Foto: Sabine Stosiek

Siden da er meget store eng- og strandengsområder som forvandet og strandtudsens forvundet fra områderne. På enge og strandenge er den største enkelte indsats for at bevare strandtudsens, fortsat eller genoptaget græsning evt. i kombination med høslæt. Græsning er dog rent administrativt ikke ude problemer. Små arealer, som en ejer godt kunne tænke sig at få afgræsset er efter indførelse af bl.a. øremærkning til kvæg ofte blevet økonomisk urealistiske projekter for den enkelte ejer. Afgræsning bør derfor indtænkes på større sammenhængende enge og strandengsarealer.

- Sløjfning af grøfter. Med de ganske små niveauforskelle, der ofte findes på enge og strandenge, er mange af disse områder med tiden blevet drænet. Selv ganske små grøfter fra højereliggende partier kan fjerne så meget vand fra området, at det bliver uegnet til strandtudsens yngleaktivitet. På enge og strandenge kan hydrologien genskabes ved at sløjfe sådanne grøfter.
- Skrab af vandhuller. Akkurat som i klit og klithede kan der etableres nye velegnede yngleområder for strandtudsens ved at skrabe ny vådområder. Også på eng og strandeng anbefales det at skrabe i varierende dybde, f.eks. med 10-30 cm interval, og således optimere mulighederne for at i hvert fald vanddybden i et af skraberne et givent år vil være egnede for strandtudsens yngleaktivitet.

Tilgroning af randzonen kan give et problem i forhold til strandtude. Med mindre disse zoner afgræsses, vil den naturlige succession i løbet af ganske få år medføre, at vandhullerne gror til og bliver uegnet for artens yngleaktivitet. Begrænsning af N- og P-udvaskning fra højereliggende marker kan gennemføres i forbindelse med miljøgodkendelse af husdyrbrug, medens virkemidler for planteavlbrug endnu mangler.

- Vær opmærksom på gødsugning. Lovlig gødsugning af enge og strandenge i hidtidig omfang er ofte betinget af landbrugsmæssige interesser, da gødsningen giver øget føde til de græssende dyr. Gødsningen i sig selv fremmer højere og tættere vegetation til gavn for de græssende dyr. Til gengæld mindsker gødsningen områdets værdi for strandtudsens. Der er her tale om et vanskeligt dilemma. Græsningen er nødvendig for strandtudsens, og gødsningen i nogle tilfælde for de græssende dyrs tilvækst. Det er derfor vigtigt at afveje de meget positive elementer ved afgræsningen mod gødsningens negative elementer.

Råstofgrave

Med råstofloven er det muligt for regionsrådet at stille vilkår for indvinding og efterbehandling, der tilgodeser strandtudsens krav til yngle- og rasteområder.

- Ved udarbejdelse af vilkårene er det derfor meget væsentligt at inddrage hensynet til bilag IV-arter, herunder at vurdere om der over tid er mulighed for habitat-arters (især grønbroget tudse, strandtudse eller markfirben) indvandring til området, og være opmærksom på at stille vilkår for indvinding og efterbehandling, der tilgodeser strandtudsens krav til yngle- og rasteområder.
- Det bør også indtænkes, at medens der på en råstofgravs bund ikke findes noget muldlag og dermed væsentlig næring til plantevækst, vil eventuel udlægning af muldlag i reetablerings-

zonen medføre langt større næringsindhold og dermed grundlag for plantevækst.

- Hvis råstofindvindingen medfører ændringer i grundvandsspejlet, kan dette have negativ effekt på strandtudsens. Strandtudsens tåler dårligt tilstedeværelsen af fisk, og det bør overvejes, om de mere lavvandede områder kan friholdes fra put-and-take fiskeri.

Byggepladser og infrastrukturudbygning

- Strandtudsens søger gerne føde på sparsomt bevoksede arealer. Udbygges infrastrukturen i et område, er der derfor stor risiko for at arten vil søge føde på anlægsområdet. For at imødegå en sådan trussel, skal det vurderes, om der skal opsættes paddehegn omkring hele anlægsfeltet for at undgå forsætligt drab, jævnfør Habitatdirektivet.

Oversigt over tilskudsordninger

Landdistriktsprogrammet 2014-2020

I landdistriktsprogrammet findes tilskudsordninger, som i nogle tilfælde generelt kan gavne bilag IV arter. I 2015 åbner en ny ordning "Særlige Levesteder For Bilag IV Arter", der er specifikt målrettet mod forbedring af bilag IV-arters levesteder. Ordningen er en delvis videreførelse af projekttypen Særlige levesteder for dyrearter under den tidligere ordning Natur og miljøprojekter. Der er afsat 5 mio. kr. årligt fra 2015 til og med 2018, dvs. i alt 20 mio. kr. Den nye ordning indeholder flere støtteberettigede projektyper end tidligere, således at det er muligt at søge om tilskud til etablering af søer, reetablering af stendiger, etablering af stendiger og oprensning af søer. De sidste tre projektyper er nye ift. tidligere. Læs mere om tilskudsordningen på www.naturerhverv.dk

LIFE-ordningen

Generelt om LIFE-ordningen

Det er vedtaget at videreføre EU's LIFE-program i perioden 2014-20. LIFE er EU's støtteprogram for natur, miljø og klima. Det generelle mål for LIFE er at bidrage til gennemførelse, ajourføring og udvikling af Fællesskabets natur-, miljø- og klimapolitik, herunder integrering af klima- og miljøhensyn i andre politikker, og dermed at bidrage til en bæredygtig udvikling. LIFE skal navnlig yde støtte til gennemførelsen af syvende miljøhandlingsprogram, herunder temastrategierne, og finansiere foranstaltninger og projekter med europæisk merværdi i medlemsstaterne.

Det samlede budget for hele EU er ca. 3,1 mio. € for hele perioden 2014-20, heraf ca. 2,3 mio. € til natur og miljø samt ca. 0,8 mio. € til klima. Mindst 81% af midlerne skal gå til projekter i medlemsstaterne, mens de resterende 19% går til miljø- og naturtiltag administreret af Kommissionen og til administration af projektporteføljen.

Af det samlede budget skal mindst 55% anvendes til natur- og biodiversitetsprojekter. Kommissionen skal i perioden 2014-17 sikre en forholdsmæssig tildeling af projektmidler efter en vejledende fordeling af midlerne på medlemsstater efter kriterier om befolkningstal og -tæthed samt areal af Natura 2000 områder og dette areals forhold til landenes areal.

Generelt opnås 60% EU støtte til tilskudsberettigede projektomkostninger. Er der tale om konkrete naturplejeforanstaltninger for prioriterede arter eller naturtyper under Habitatdirektivet og/eller Fuglebeskyttelsesdirektivet, kan der dog opnås 75% EU støtte til tilskudsberettigede projektomkostninger. Der er en række krav til egenfinansiering og hvad der kan støttes.

Lønudgifter kan medregnes som tilskudsberettiget omkostning. For offentlige institutioner, er der dog krav om at deres egenfinansiering minimum overstiger summen af deres lønudgifter med 2%. Der ydes kun støtte til initierende pleje, ikke drift. Til gengæld kan jordopkøb støttes, om end det medfører meget stringent kontrol fra EU's side. Projektaktiviteter, hvortil der kan ydes støtte fra andre EU finansierede instrumenter, f.eks. Landdistriktsprogrammet, er som udgangspunkt ikke støtteberettigede. Der kan dog godt i projektet godt indgå aktiviteter støttet af andre EU-kilder, blot der ikke sker dobbeltfinansiering.

På grund af den ret omfattende administration forbundet med LIFE projekter, anbefaler EU Kommissionen projekter med budget på ikke under 1 mio. EUR.

Hvilke projekter kan få støtte

Inden for LIFE-programmets miljødél ydes støtte til projekter, der falder inden for tre indsatsområder.

1. LIFE+ natur og biodiversitet:

Bedste praksis projekter og demonstrationsprojekter for gennemførelse af formålene i EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet og EF-habitatdirektivet, herunder især etablering af Natura 2000 netværket af beskyttede områder. Bemærk at der ikke længere vil være krav om innovativt indhold i projektet.

2. LIFE+ miljøpolitik og forvaltning:

Projekter skal bidrage til gennemførelse af målene i sjette miljøhandlingsprogram. Programmet omfatter 12 hovedtemaer, der både omfatter klassiske miljøtemaer som vand, luft, kemikalier og affald samt tværgående som bymiljø, skove, innovation og strategiske tilgange samt en bred satsning på mange aspekter af klimaforandring.

3. LIFE+ information og kommunikation:

Projekter skal især formidle information og skabe øget bevidsthed om miljøspørgsmål, naturbeskyttelse og biodiversitets bevaring. Bemærk at der er krav om et kvantificerbart resultat af projektet, og at dette bidrager til EU's miljøpolitik. Kontaktpersoner, afhængigt af emne, som ovenfor.

Kommissionen tager særligt hensyn til transnationale projekter, hvis det transnationale samarbejde er væsentligt for at sikre beskyttelse af miljøet, navnlig bevarelse af arter, og sikrer derfor at mindst 15% af de budgetressourcer, der er afsat til tilskud til projektaktiviteter tildeles transnationale projekter. Det fremhæves dog også, at transnationalt samarbejde ikke er et mål i sig selv.

Hvem kan ansøge?

Tilskud fra LIFE+ kan søges af alle "juridiske personer", det vil sige virksomheder, myndigheder, foreninger og enkeltpersoner, som har hjemsted i et af EU's medlemslande. Det forudsættes at ansøgeren selv tilvejebringer medfinansieringen, og er teknisk, administrativt og økonomisk kapabel til at gennemføre projektet.

Hvordan søges der tilskud?

Projektansøgninger indsendes som en elektronisk ansøgning i et særligt ansøgningsformat.

Flere oplysninger

Naturstyrelsen indkalder ansøgninger på hjemmesiden:

www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Naturprojekter/Tilskudsordninger/LIFE/

EU-Kommissionens hjemmeside informerer om hele LIFE-ordningen. På EU-Kommissionens hjemmeside er der desuden adgang til en database over nuværende LIFE-projekter i hele EU, herunder også i Danmark.

<http://ec.europa.eu/environment/life/index.htm>

English summary

Action plan for protection and conservation of the Natterjack toad *Epidalea calamita* in Denmark

Introduction

In Denmark, the natterjack toad occurs in the dunes and dune heath along the west coast of Jutland, on the salt marshes along the Limfjord, along the inner Danish coastlines, along the fjords, the Baltic coast and along the coast of Bornholm. In addition the species occurs on a few inland localities, primarily quarries and a few large oligotrophic lakes.

Analysis of comparable records in the 25-years period from 1975-86 to 2002-12 shows that the species has disappeared from approx. 10% of the areas along the west coast of Jutland, approx. 40% of the salt marshes and almost 60% of the inland localities.

Projecting this development to a 100-year horizon shows that the natterjack toad is expected to decline modestly in large parts of the areas along the west coast of Jutland. In some of the areas along the west coast of Jutland, where the populations today are more fragmented, the projection shows that the natterjack toad without actions to benefit the species in a 75-year horizon is expected to disappear from half of its range. Projections in the Lillebælt area are ambiguous. When using a larger grid, on a 100-year horizon the species range is expected to decline by 30%. But when using a smaller grid, already on a 25-year horizon, the species range is expected to decline by 50%. Further, the projections show that the natterjack toad, without measures to benefit the species range, on a 50-year horizon is expected to decline by 50% along the Limfjord, and on a 25-year horizon by 75% along the eastern Danish meadows and salt marshes. Finally, the projections suggest a decline of natterjack toad's range by 90% on inland localities.

Despite being protected by both national and international laws, the status of the natterjack toad is threatened due to lack of suitable habitats, especially breeding areas. The natterjack toad is in the latest reporting to the EU listed as having an unfavourable conservation status in Denmark.

The natterjack toad immigrated to Denmark the latest between 9,000 and 11,000 years ago, concurrently with the warmer climate since the last glacial termination and before Europe was covered by dense forests.

Objectives

The action plan provides a number of recommendations for measures which can secure connectivity of the natterjack toad's habitats.

The overall objective of this action plan is to achieve a favorable conservation status of the species. A favorable conservation status entails among other, that the geographical distribution must be maintained in order to preserve the species as an important part of the Danish fauna. This can primarily be achieved by strengthening the coherence of genetic closely related populations, and thereby ensuring the natterjack toads long term survival in Denmark.

Based on these objectives and the different habitat types on which the natterjack toad is found in Denmark, the action plan, lists success criterias for the implementation of the plan.

Recommendations

Based on the objectives and the success criterias, the action plan draws up habitat specific actions recommended to be implemented in the involved Danish municipalities. These recommendations differ between different habitat types and areas with the overall goal to:

- a) Ensure connectivity and long term viability of meta-populations where existing biotope structures enables such solution,
- b) Ensure connectivity and long term viability of populations where existing biotope structures enable such solution, and
- c) Ensure that isolated populations do not become extinct and as minimum will be managed to a level where genetic inbreeding is avoided.

In addition, the recommendations outline the need of analyzing the consequences of climate adaption measures and expected raise in sea level concerning the future availability of salt marshes as habitat for the natterjack toad. Furthermore, recommendations outline future management relevant scientific research; and gives advice for concrete management of the species in all its habitats known in Denmark.

Litteraturliste

Citeret litteratur:

- ADRADOS, L. C. (2005): Kortlægning af padder indlæg på NOVANA fagmøde om arter og terrestrisk natur 16/11/2005.
- ADRADOS, L. C., K. FOG & B. SØGAARD (2011) Antal of fordeling af paddelokaliteter på NST enhederne. Bilag til Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning af padder. Teknisk anvisning fra Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, A17 bilag: 15 pp.
- ALLENTOFT, M. E., H. R. SIEGISMUND, L. BRIGGS & L. W. ANDERSEN (2009): Microsatellite analysis of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Denmark: populations are islands in a fragmented landscape. *Conserv Genet* 10: 15-28.
- ANDRÉN, C. & G. NILSON (1979): Om stinkpaddans *Bufo calamita* utbredning och ekologi på den svenska västkysten. *Fauna och flora* 74: 121-132.
- ARAK, A. (1988): Female mate selection in the natterjack toad: Active choice or passive attraction? *Behave Ecol Sociobiology*. 22: 317-327.
- AUBRY, A., E. BE CART, J. DAVENPORT & M. C. EMERSON (2010): Estimation of survival rate and extinction probability for stage-structured populations with overlapping life stage. *Popul Ecol*. DOI 10.1007/s10144-010-0194-9
- BANKS, B. & T. J. C. BEEBEE (1986): Climate effects on calling and spawning of the natterjack toad *Bufo calamita*: Discriminate analyses and applications for conservation monitoring. *Biol. Conserv.* 36: 339-350.
- BANKS, B. & T. J. C. BEEBEE (1988): Reproductive success of Natterjack toad *Bufo calamita* in two contrasting habitats. *Journal of Animal Ecology*. 57: 475-492.
- BANKS, B., T. J. C. BEEBEE & J. S. DENTON (1993): Long-term management of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in southern Britain. *Amphibia-Reptilia*. 14: 155-168.
- BEEBEE, T. J. C. (1979): A review of scientific information pertaining to the natterjack toad *Bufo calamita* throughout its geographical range. *Biol. Conserv.* 16: 107-134.
- BEEBEE, T. J. C., L. V. FLEMING & D. RACE (1993): Characteristics of natterjack toad (*Bufo calamita*) breeding sites on a Scottish salt marsh. *Herpetological Journal* 3: 68-69.
- BEEBEE, T. J. C. & J. DENTON (1996): Natterjack Toad Conservation Handbook. *English Nature*. 30 pp.
- BEEBEE, T. J. C. & G. ROWE (2000): Microsatellite analysis of natterjack toad *Bufo calamita* Laurenti populations: consequences of dispersal from a Pleistocene refugium. *Biological Journal of the Linnean Society*. 69: 367-381.
- BLAUSTEIN, A. R., S. C. WALLS, B. A. BANCROFT, J. J. LAWLER, C. L. SEARLE & S. S. GERVAZI (2010): Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity* 2: 281-313: doi: 10.3390/d2020281
- BRIGGS, L. & N. DAMM (1998): Sjældne padder i Fyns Amt 1990-96. Udarbejdet af Amphi Consult for Fyns Amt. 77 pp.

- BRIGGS, L. (2004): Restoration of breeding sites for threatened toads on coastal meadows. p. 34-43 in R. Rannap, L. Briggs, K. Lotman, I. Lepik & V. Rannap (eds.): Coastal meadow management – best practice guidelines. Ministry of the Environment of the Republic of Estonia, Tallinn, Estonia.
- BRIGGS, L., & L. C. ADRADOS (2005): Genskabelse af klithedelokaliteter langs den jyske vestkyst – anbefalinger til strategiplan for padder 2005-2025 med speciel fokus på strandtudse. Projekttrapport til Skov- og Naturstyrelsen, Thy Statsskovdistrikt. 56 pp.
- DENTON J. S. & T. J. C. BEEBEE (1993a): Reproductive strategies in a female-biased population of natterjack toads (*Bufo calamita*). *Animal Behavior*. 46: 1169-1175.
- DENTON J. S. & T. J. C. BEEBEE (1993b): Density-related features of natterjack toad (*Bufo calamita*) populations in Britain. *Journal of Zoology*. 229: 105-119.
- DENTON J. S. & T. J. C. BEEBEE (1996): Double-clutching by natterjack toads *Bufo calamita* at a site in southern England. *Amphibia-Reptilia* 17: 159-167.
- DENTON J. S., S. P. HITCHINGS, T. J. C. BEEBEE & A. GENT (1997): A Recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11: 1329-1338.
- DREVS, M., F. BOBERG, J. CAPPELEN, O. B. CHRISTENSEN, J. H. CHRISTENSEN, S. C. LUNDHOLM & M. OLESEN (2011): Fremtidige nedbørsmængder i Danmark. Danmarks Klimacenter rapport 11-03. Danmarks Meteorologiske Institut. 17 pp.
- EIONET (2008): The Article 17 web tool on biogeographical assessments of conservation status for species and habitats, as reported by member states according to the provisions of Article 17 of the Habitats Directive. – European Environment Agency, European Topic Centre on Biological Diversity. <http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17>.
- EJRNÆS, R., F. SKOV, J. BLADT, J. R. FREDSHAVN & B. NYGAARD (2012): Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator. Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale. Aarhus Universitet,
- DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 40 <http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>
- FENGER, J. & P. FRICH (2002): Dansk tilpasning til et ændret klima. Danmarks Miljøundersøgelser, 33 sider. Faglig rapport fra DMU nr. 401. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- FOG, K., S. SCHMEDES & D. ROSENØRN DE LASSON (1997, 2001): Nordens padder og krybdyr. – GAD's forlag. 366 pp.
- GROOTJANS, A. P., H. W. T. GEELLEN, A. J. M. JANSEN & E. J. LAMMERTS (2002): Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478(1): 181-203,

- HANSEN, J. M. (2011): Hvor meget stiger havet. *Aktuel Naturvidenskab* 5: 14-19.
- JEVREJEVA, S., J. C. MOORE & A. GRINSTED (2012): Sea level projections to AD2500 with a new generation of climate change scenarios. *Global and Planetary Change* 80-81: 14-20.
- LESKOVAR, C., N. OROMO, D. SANUY & U. SINSCH (2006): Demographic life history traits of reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*) vary between northern and southern latitudes. *Amphibia-Reptilia* 27: 365-375.
- LIZANA, M. & E. M. PEDRAZA (1998): The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of central Spain. *Conservation Biology* 12(3): 703-707.
- MATHIAS, J. H. (1971) The comparative ecologies of two species of amphibians (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*) on the Ainsdala sand dunes national nature reserve. Ph.D. Thesis. University of Manchester.
- MIAUD, C., D. SANUY & J-N. AVRILLIER (2000): Terrestrial movement of the natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid, agricultural landscape. *Amphibia-Reptilia* 21: 357-369.
- NUNNEY L., K. A. CAMPBELL (1993): Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Trends Ecol Evol* 8: 234-239.
- PIHL, S., R. EJRNÆS, B. SØGAARD, E. AUDE, K. E. NIELSEN, K. DAHL & J. S. LAURSEN (2000): Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. Faglig rapport fra DMU, nr. 322.
- RANNAP, R. (2004): Boreal Baltic coastal meadow management for *Bufo calamita*. p. 26-33 in R. Rannap, L. Briggs, K. Lotman, I. Lepik & V. Rannap (eds.): Coastal meadow management – best practice guidelines. Ministry of the Environment of the Republic of Estonia, Tallinn, Estonia.
- RANNAP, R., A. LÖHMUS, T. TAMMARU, L. BRIGGS, W. DE VRIES & F. BIEBELRIETHER (2012): Northern natterjack toads (*Bufo calamita*) selected breeding habitats that promote rapid development. *Behaviour*, 149: 737-754.
- ROVE, G. & T. J. C. BEEBEE (2004): Reconciling genetic and demographic estimators of effective population size in the anuran amphibian *Bufo calamita*. *Conservation Genetics*. 5: 287-298.
- SCHLYTER, F., J. HÖGLUND & G. STRÖMBERG (1991): Hybridization and low numbers in isolated populations of the natterjack, *Bufo calamita*, and the green toad, *B. viridis*, in southern Sweden: possible conservation problems. *Amphibia-Reptilia* 12: 267-281.
- SILVERIN B. & C. ANDRÉN (1992): The ovarian cycle in the natterjack toad, *Bufo calamita*, and its relation to breeding behaviour. *Amphibia-Reptilia* 13: 177-192.
- SINSCH, U. (1992): Structure and dynamics of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.

SINSCH, U., R. SEINE & N. SHERIF (1992): Seasonal changes in the tolerance of osmotic stress in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Comp. Biochem. Physiol.* 101A: 353-360.

SINSCH, U. (1997): Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation. *Oecologia* 112: 42-47.

SINSCH, U. (1998): *Biologie und Ökologie der Kreuzkröte*. Laurenti Verlag, Bochum, Germany. 221 pp.

SINSCH, U., N. OROMI, C. MIAUD, J. DENTON & D. SANUY (2012): Connectivity of local amphibian populations: modelling the migratory capacity of radio-tracked natterjack toads. *Animal Conservation* 15: 388-396.

SØGAARD, B., L. C. ADRADOS, K. FOG, M. W. JENSEN & A. SVENDSEN (2011): Overvågning af padder. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning. 1.0. Teknisk anvisning fra Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, A17: 18 pp.

THOMSEN, P. F., J. KIELGAST, L. L. IVERSEN, C. WIUF, M. RASMUSSEN, M. THOMAS, P. GILBERT, L. ORLANDO & E. WILLERLSEV (2011): Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05418.x

VALVERDE, J. A. (1967): Estructura de una comunidad de vertebratos terrestres. *Monografías cons. sup. sncst. sienc. mod.*, Madrid. 76: 1-218

Øvrig litteratur:

ADRADOS, L. C. (1992): Frøer, tudser og salamandre i udvalgte dele af Viborg Amt, 1992, Forekomst og bevaringsstrategier. Udarbejdet af Natur og Ungdom for Viborg Amt. 94 pp.

ADRADOS, L. C. (1995): Padder på Vestamager. p. 58-65 i H. Olsen (ed.) *Forskning vedrørende Naturpleje, Vestamager*. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, årsrapport 1995.

ADRADOS, L. C., R. RANNAP & L. BRIGGS (2004): *Eesti kahepaiksete välimääraja*. Tallinn: Eesti Keskkonnaministeerium. 56 pp.

ADRADOS, L. C. (2007): Strandtudse *Bufo calamita*. p. 156-162 i B. Søgaard & T. Asferg (eds.) *Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV*. Faglig rapport fra DMU nr. 635.

ALLENTOFT, M. E. (2007): Populationsgenetisk analyse af strandtudsen *Bufo calamita* i Danmark - fokus på bevaring. Specialrapport, Københavns Universitet. 92 pp.

ANDRÉN, C. & G. NILSON (1985): Breeding pool characteristics and reproduction in an island population of natterjack toads, *Bufo calamita* Laur., at the Swedish west coast. *Amphibia-Reptilia* 6 (1985): 137-142.

BEEBEE, T. J. C. (1977): Environmental change as a cause of Natterjack toad (*Bufo calamita*) declines in Britain. *Biol. Conserv.* 11-1977: 87-102.

BEEBEE, T. J. C. & J. R. GRIFFIN (1977): A preliminary investigation into Natterjack toad (*Bufo calamita*) breeding site characteristics in Britain. *J. Zool.* 181: 341-350.

- BEEBEE, T. J. C. (1984): Geographical variations in breeding activity patterns of the Natterjack toad *Bufo calamita* in Britain. *J. Zool.* 205: 1-8.
- BEEBEE, T. J. C. (1988): The fascination of hibernation. *British Herpetological Society Bulletin* no. 23: 21-22.
- BOOMSMA, J. J. & J. W. ARNTZEN (1985): Abundance, growth and feeding of Natterjack toad (*Bufo calamita*) in a 4-year-old artificial habitat. *Journal of Applied Ecology*. 22: 395-405.
- FOG, K. & F. BERGER (1981): En undersøgelse af padde- og krybdyrlokaliteter i Hovedstadsregionen. Foreløbig status 1981. Udarbejdet af Natur & Ungdom for Hovedstadsrådet. Duplikeret. 64 pp.
- FOG, K. (1997): A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 73: 91-100.
- FROST, D. R. et al. (2006): The amphibian tree of life. *Bulletin of the American museum of natural history*. No. 297, 370 pp.
- HANSEN, L. & M. R. PETERSEN (1995): Hindsholm, naturhistoriske undersøgelser 1977-1994. Landsforeningen Natur og Ungdom. pp.
- HOLMEN, M., T. HVIID, K. FOG., E. WEDERKINCH & C. JØRGENSEN (1987): Overvågning af padde- og krybdyrlokaliteter i Hovedstadsregionen 1986. Hovedstadsrådet - Naturovervågning nr. 40. 156 pp.
- MIAUD, C. & D. SANUY (2005): Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and after breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia*. 26 (3): 359-366.
- RANNAP, R., A. LÕHMUS & K. JAKOBSON (2007): Consequences of coastal meadow degradation: The case of the Natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. *Wetlands*, 27(2): 390-398.
- SINSCH, U. (1988): Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Oecologia*. 76: 399-407.
- STEPHAN, T., K. ULBRICH, W.-R. GROSSE, & F. MEYER 2001. Modelling the extinction risk of isolated populations of natter-jack toad *Bufo calamita*. *Web Ecology* 2: 47-56
- STRÖMBERG, G. & F. SCHLYTER (1988): Hybridizing populations of natterjacks (*Bufo calamita*) and green toads (*B. viridis*) on the island of Utklippan, Sweden: Report from an ongoing study. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 64: 110-111.

