VIDENSKABELIG ARTIKEL
Henrik Æ. Pedersen 2024:
Et forsøg med maskinel flytning af Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*) i Esbjerg Kommune
– status efter tre års monitering
– Flora og Fauna 128: 59-69. ISSN 0015-3818. Webudgave: ISSN 2597-2626.

Skov-Hullæbe, blomst. Foto: Bente Fyrstenberg

# Et forsøg med maskinel flytning af Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*) i Esbjerg Kommune – status efter tre års monitering

Henrik Æ. Pedersen[1]

I 1991 gennemførtes den hidtil mest omfattende fredning af planter i Danmark; bl.a. blev alle landets orkidéarter fredet (Bek. nr. 67 af 4. februar 1991). Fredningen betyder, at de pågældende arter ikke må graves op, plukkes eller på anden måde beskadiges i naturen. Da flere danske orkidéarter er ret almindelige (Pedersen & Faurholdt 2010; Hartvig 2015), fik fredningen snart den konsekvens, at mange anlægsprojekter i planlægningsfasen kom i konflikt med lokale bestande af fredede orkidéer. Ikke sjældent er sådanne problemer søgt løst gennem en foreslået flytning af den pågældende bestand til et andet, egnet voksested (Næsborg & Hald 2013). Dette kræver dispensation fra fredningen; men da afgørelser om flytning af fredede planter ikke bliver offentliggjort, er aktiviteternes omfang uklart (Næsborg & Hald 2013). Det er særligt uheldigt, at næsten ingen af projekterne er blevet fulgt op med publikationer, der kunne afrapportere succesrater samt bidrage til udvikling og optimering af teknikker. På internationalt plan har man blandede erfaringer med re-introduktion/flytning af planter (Godefroid et al. 2011; Guerrant 2013; Reiter et al. 2016), hvilket understreger behovet for vidensdeling på området.

Omend de nye artsfredninger fra 1991 medførte en øget interesse for at flytte "uheldigt placerede" populationer, har vi hidtil i Danmark været tilbageholdende med anvendelse af bevidst individmanipulation (dvs. re-introduktion samt forstærkning og flytning af populationer) i forvaltningen af sjældne og fredede planterarter. Når muligheden er blevet foreslået som et aktivt forvaltningsredskab, har det ofte resulteret i en livlig debat (se f.eks. Malmgren 1993; Hamann 1993; Hartvig 1993; Jørgensen 1993). Danmarks tilbageholdenhed står i kontrast både til IUCN's (1987) officielle standpunktserklæring, til samme organisations konkrete retningslinjer (IUCN 1998) og til praksis i flere af vore nabolande.

Kort efter, at Esbjerg Kommune den 18. september 2017 havde vedtaget en lokalplan om etablering af et boligområde på et ubebygget areal i Sønderris, blev der fundet en bestand af orkidéen Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine*) samme sted. Frem for at overlade populationen til destruktion besluttede kommunen at undersøge, om den kunne flyttes. En plan blev udviklet i samarbejde med konsulentvirksomheden Select Nature, som desuden skulle rådgive under selve flytningen og varetage en opfølgende monitering. Esbjerg Kommune var således fast besluttet på ikke blot at forsøge at redde populationen på den eneste realistiske måde, men også at få undersøgt, om operationen lykkedes og at stille erfaringerne til rådighed for andre.

Planen kom til at omfatte flytning af 50 planter af Skov-Hullæbe fra to matrikler i lokalplanområdet. Orkidéerne skulle flyttes ca. 100 m mod vest og plantes i en smal strimmel kommunal fredskov, som allerede rummede en naturlig bestand af

**Summary**

**An experiment with mechanical translocation of Broad-leaved Helleborine (*Epipactis helleborine*) in Esbjerg Municipality – status after three years of monitoring**

To save a population of *Epipactis helleborine* (Orchidaceae) from extirpation due to building on its habitat at Sønderris in the municipality of Esbjerg, SW Denmark, the local authority decided (and obtained permission) to have 50 individual plants translocated to a nearby wood that already accommodated a population of the same taxon. The species composition of vascular plants was surveyed at both sites, and following the translocation in June 2019, the translocated orchids were marked and numbered individually together with a control population comprising 50 individuals occurring naturally in the wood. Both populations were monitored on a yearly basis until 2022, and in every round, it was noted for each plant how many vegetative shoots and fertile shoots it produced, how many inflorescences had disappeared (presumably eaten by roe deer), and in how many intact inflorescences the flower buds had been aborted. Based on 34 statistical tests, it is concluded that the translocated population has performed at the same level as the control population for the full period covered. The success of the translocation is mainly ascribed to similarity between the two habitats and to the translocation of each individual plant being conducted with a tree spade that could dig out a cone of soil measuring 110 cm in depth and 120 cm in diameter at the soil surface. Against this background, it is recommended that translocation of adult terrestrial orchids should focus on including complete root systems and keeping disturbance of the root zone to a minimum.

**Keywords:** Conservation, Denmark, fredede planter, Orchidaceae, orkidéovervågning, Skov-Hullæbe

[1] Henrik Æ. Pedersen: Select Nature, Løvkærparken 43, DK-4030 Tune. h.pedersen@selectnature.dk

Skov-Hullæbe. Efter flytningen skulle de flyttede planters trivsel moniteres på årlig basis frem til 2022. Efter forundersøgelser i sommeren 2018 indsendte kommunen om efteråret en ansøgning om dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen, og Miljøstyrelsen bevilgede dispensationen den 6. februar 2019. Dermed var projektet en realitet.

Denne artikel har til formål: (1) at beskrive, hvordan flytningen og den opfølgende monitering blev gennemført, (2) at vurdere status for de flyttede planter efter tre års monitering, (3) at vurdere planternes fremtidsudsigter, (4) at forklare, hvorfor flytningen gik, som den gjorde og (5) at bidrage med praktiske anbefalinger til lignende projekter i fremtiden. Debatten om, hvorvidt bevidst individ-manipulation er et hensigtsmæssigt redskab til forvaltning af sjældne og fredede plantearter i Danmark, ligger uden for artiklens fokus. Ikke desto mindre må en forøget indsigt i de praktiske muligheder på dette felt være relevant for samme debat.

## MATERIALE OG METODER

### Skov-Hullæbe

Den ved Sønderris forekommende underart af Skov-Hullæbe (Bredbladet Hullæbe, *E. helleborine* subsp. *helleborine*) er vidt udbredt i Europa og den mediterrane del af NV-Afrika samt i store dele af tempereret Asien (Kühn et al. 2019); desuden er den naturaliseret i USA og Canada (Brown & Argus 2002). I Atlas Flora Danica-projektet blev Bredbladet Hullæbe fundet i flere ruder end nogen anden dansk orkidé (Hartvig 2015), men forekomsterne er meget ujævnt fordelt; underarten er således almindelig i Østjylland og det østlige Sønderjylland samt på Øerne, men sjælden til meget sjælden i landets øvrige dele. Udbredelsen afspejler underartens tilknytning til skove og krat på ler- eller muldrig bund. Inden for dette spektrum har den dog en bred, økologisk amplitude, og den forekommer bl.a. også i haver og parker med lignende forhold (Hammer 1988; Pedersen & Faurholdt 2010; Hartvig 2015).

Skov-Hullæbe er en geofyt med en vandret jordstængel, hvorfra der udgår rødder til siderne og nedad. Jordstænglen, som normalt ligger 7-15 cm under jordoverfladen, bliver kun op til få cm lang, men i nogle tilfælde er flere individers jordstængler tilsyneladende indbyrdes forbundet af lange, knopskydende rødder (Pedersen 2013). Sådanne kloner angives at kunne blive op til 6 m i diameter (Jakubska-Busse et al. 2009).

Rodsystemet danner orkidémykorrhiza med et bredt udvalg af sæksvampe og basidiesvampe, som selv ernærer sig via ektomykorrhiza med træer (Těšitelová et al. 2012; Jacquemyn et al. 2016; Schiebold et al. 2017). Svampene forsyner Skov-Hullæbe med kvælstof og kulstof (Gebauer & Meyer 2003; Schiebold et al. 2017) og gør det muligt for planten at overleve rent underjordisk i adskillige år (Light & MacConaill 2006; Jakubska-Busse et al. 2009; Pedersen 2013).

Jordstænglen kan producere ét eller flere overjordiske, bladbærende skud, som hver især er vegetative eller fertile. De er i givet fald fremme fra sent på foråret til midt på efteråret. På de fertile skud er der typisk 4-7 elliptiske til ægformede, 5-16 cm lange, grønne blade, hvis fotosyntese primært bidrager til at dække omkostningerne ved frugtmodning (Gonneau et al. 2014).

De fertile skud bliver op til 120 cm høje og ender i en op til 46 cm lang klase med 3 til mange blomster. Klaserne ædes selektivt af Rådyr (*Capreolus capreolus*), hvilket lokalt kan reducere frugtproduktionen markant (Schiefenhövel 2011). Desuden sker det ikke sjældent, at alle blomsterknopper i en klase aborteres; årsagen kendes ikke, men skal formentlig søges blandt faktorer som tørkestress, meget høje sommertemperaturer, mangel på visse mikronæringsstoffer og sygdom i rodsystemet.

I Danmark foregår blomstringen fra medio juli til medio august. Skov-Hullæbe er selvfertil (Light & MacConaill 1998; Tałałaj & Brzosko 2008), men spontan selvbestøvning forhindres normalt af det veludviklede næb (støvfangets sterile spids), som afskærer støvknappens pollen fra at falde ned på støvfangets fertile del. Blomsterne bestøves langt overvejende af sociale gedehamse (*Dolichovespula* spp., *Vespula* spp.), der fouragerer på læbens rigelige nektar (Claessens & Kleynen 2011).

### Projektområde

Projektområdet (fig. 1) ligger på Sønderris/Guldager-egnen i Esbjerg Kommune. Arealet, hvorfra Skov-Hullæbe blev evakueret forud for de planlagte anlægsarbejder, er placeret lidt øst for Tarphagevej (matrikel 18ak og 11d, Guldager by, Guldager). Habitatet var dengang et smalt, lysåbent, kreaturgræsset krat voksende på forholdsvis tør bund langs en ikke-vedligeholdt grøft. Fredskoven, hvor de evakuerede individer blev plantet ud, strækker sig i et smalt bælte langs østsiden af Tarphagevej, fra Guldager Byvejs tilslutning i syd til ca. 540 m nord herfor. Habitatet var dengang (som nu) en tæt, ugræsset løvskov på forholdsvis tør bund.

### Forundersøgelser og flytning

Den 11. juni 2018 besøgte jeg første gang projektområdet i selskab med Peter Raben Nebeling og Peer Kammer Hansen fra Esbjerg Kommune. Baseret på besigtigelse af begge de involverede arealer diskuterede vi de praktiske problemstillinger omkring flytningen såvel som den overordnede plan for projektet. Den 3. september samme år kortlagde jeg fredskovens naturlige population af Skov-Hullæbe. Jeg fandt 76 individer fordelt på 21 klart adskilte grupper. De enkelte grupper blev opmærket med markeringspinde, og deres fordeling langs Tarphagevej blev registreret digitalt med en håndholdt Garmin GPSMAP 64s. Formålet med kortlægningen var dels at identificere artens mere detaljerede habitatkrav (og dermed at stå bedre rustet til at vælge eksakte pletter til udplantningen) – dels at

forhindre skader på fredskovens naturlige population i forbindelse med gravearbejdet.

Den 14. juni 2019 afmærkede og nummererede jeg 50 planter af Skov-Hullæbe på det udstykkede areal med henblik på flytning (fig. 2). Desuden afmærkede jeg egnede steder til udplantning i fredskovens østlige skovbryn.

En ekstern entreprenør udvalgt af kommunen flyttede de afmærkede planter til fredskoven den 26. juni 2019. Arbejdet blev foretaget med en Caretree træspade monteret på en Manitou teleskoplæsser (fig. 3). For at sikre, at alle planter blev flyttet med en stor mængde jord omkring roden, valgtes en træspade, der kunne optage og flytte jordkegler, som målte 110 cm i dybden og 120 cm i diameter ved jordoverfladen (fig. 4). Den 27. juni og den 3. juli vandede kommunen de flyttede planter grundigt.

**Figur 1.** Udsnit af projektområdet ved Sønderris set fra nord. Krattet på det udstykkede areal ses til venstre, mens fredskoven ses til højre.
*Part of the project area at Sønderris viewed from the north. The scrub on the development area is seen to the left, the wood to the right.*

**Floristiske registreringer**
Den 26. juni 2019 optog jeg en fuldstændig floraliste (karplanter) for arealet, hvorfra orkidéerne blev evakueret. Den 24. juli 2020 udarbejdede jeg en tilsvarende liste for den del af fredskoven, som indgik i projektområdet. Alle planter blev bestemt til så detaljeret et taksonomisk niveau som muligt. Desuden blev hvert takson henført til livsform-gruppen træ/busk eller til urt/halvbusk. Foruden simpel tilstedeværelse blev det noteret, hvis en art skønsmæssigt kunne karakteriseres som dominerende eller hyppig på en given lokalitet.

**Monitering**
Umiddelbart efter flytningen GPS-registrerede jeg de 50 planter og afmærkede hver af dem individuelt med en nummereret byggepladspind, som blev hamret omtrent to tredjedele ned i jorden ca. 10 cm fra basis af plantens overjordiske skud. Samtidig registrerede jeg individernes aktuelle trivsel ved at notere antallet af hver plantes vegetative og fertile skud (idet skud med mindst én blomsterknop blev klassificeret som fertile). For alle fertile skud noterede jeg desuden, hvis klasen var afbidt, eller hvis blomsterknopperne var aborteret. Den individuelle markering og nummerering af planterne skulle sikre, at den efterfølgende monitering ikke blot ville belyse de overordnede udviklingstendenser, men også give et indblik i de enkelte individers skæbne.

Vurderingen af de flyttede planters trivsel blev gentaget den 5. august 2019. Samme dag afmærkede, nummererede og GPS-registrerede jeg 50 individer af Skov-Hullæbe i fredskovens naturlige population. Desuden registrerede jeg planternes aktuelle trivsel med anvendelse af de samme parametre som for de flyttede individer.

Efter den nævnte registrering af basisoplysninger for 2019 fortsatte jeg moniteringen gennem årlig registrering af [A] "studiepopulationen" bestående af de flyttede planter og [B] "kontrolpopulationen" bestående af de afmærkede planter i fredskovens naturlige bestand. Hver ny registrering fandt sted inden for artens blomstringstid – nærmere betegnet den 24. juli 2020, den 27. juli 2021 og den 26. juli 2022. I hver moniteringsrunde noterede jeg de enkelte planters trivsel med anvendelse af de samme parametre som i 2019. Afmærkningen af plante nr. 29 i studiepopulationen bortkom desværre i løbet af vinteren 2020/2021, hvorfor denne plante kun indgik i moniteringen til og med 2020.

**Behandling af floristiske data**
De to lokaliteter blev overordnet klassificeret som "skov". I overensstemmelse med Fredshavn & Ejrnæs (2007) og Fredshavn et al. (2008) beregnede jeg for begge lokaliteter to mål for artssammensætningens kvalitet i forhold til naturtypens optimale bevaringstilstand, nemlig "middelscoren" (m) som den gennemsnitlige pointværdi af de på arealet registrerede arter og "artssummen" (s) som middelscoren multipliceret med antallet af "bidragsarter" på arealet. Forud for beregningerne blev hver

**Figur 2.** Plante af Skov-Hullæbe med tre fertile skud, markeret og nummereret forud for flytningen den 26. juni 2019.
*Individual of* Epipactis helleborine *with three fertile shoots, marked and numbered prior to the translocation on 26 June 2019.*

art tildelt en pointværdi på følgende skala adopteret fra Fredshavn & Ejrnæs (2007): 7 (ekstremt følsom over for påvirkninger, der forringer naturtilstanden), 6 (meget følsom), 5 (følsom), 4 (lidt følsom), 3 (hverken følsom eller tolerant), 2 (noget tolerant), 1 (tolerant eller svagt begunstiget), 0 (ikke hjemmehørende i Danmark), -1 (invasiv art og/eller problemart begunstiget af forringet naturtilstand). Arter med en pointværdi mellem 1 og 7 betegnes under ét som "bidragsarter", da de naturligt hører til den pågældende naturtype. Pointværdierne blev så vidt muligt hentet fra Fredshavn et al. (2008: bilag 2) og ellers fra Fredshavn & Ejrnæs (2007: bilag 1). Hvis en art i sidstnævnte tilfælde figurerede med forskellige pointværdier for forskellige naturtyper, hvoraf ingen var skov, valgtes den hyppigste værdi. Tre af de registrerede arter – Mangeblomstret Rose (*Rosa multiflora*), Lancet-Pil (*Salix ×smithiana*) og Fliget Brombær (*Rubus laciniatus*) – fandtes ikke i de konsulterede oversigter, men blev spontant tildelt værdien 0, da de ikke er hjemmehørende i Danmark (Hartvig 2015) og ikke betragtes som invasive.

**Behandling af moniteringsdata**
Statistiske tests baseret på de indsamlede moniteringsdata blev gennemført ved hjælp af programmet Paleontological Statistics (PAST) version 4.08 (Hammer 1999-2021). For datasæt baseret på kontinuerte variable valgte jeg en parametrisk test (Pearsons korrelationstest), idet jeg først sikrede mig (via Shapiro-Wilks test), at de pågældende data kunne antages at være normalfordelte på 95% signifikansniveau. For datasæt baseret på variable med diskrete værdier anvendte jeg non-parametriske tests (Mann-Whitneys *U*-test, Fishers eksakte test). Som forklaret nedenfor (hvor "overjordiske skud" er en samlebetegnelse for vegetative og fertile skud) blev der gennemført tre hovedgrupper af tests. I tilfælde, hvor antallet af observationer (n) præsenteres umiddelbart sideordnet for forskellige datasæt, henviser $n_s$ til studiepopulationen og $n_k$ til kontrolpopulationen. Medmindre andet er anført, stammer de anvendte 2019-værdier for studiepopulationen fra den 5. august (frem for den 26. juni), da det forekommer mest reelt at sammenligne de to populationer baseret på data fra samme måned.

Den ene hovedgruppe af tests adresserede præstationsparametre opgjort over den samlede moniteringsperiode. For studiepopulationen (n = 4) blev Pearsons korrelationstest benyttet til at undersøge, om der var en positiv eller negativ udvikling i det årlige, gennemsnitlige antal skud pr. plante over tid i moniteringsperioden; dette blev undersøgt både baseret på overjordiske skud (test 1) og fertile skud (test 2). For

**Figur 3.** Træspaden fra Caretree som blev anvendt til at flytte 50 individer af Skov-Hullæbe ved Sønderris den 26. juni 2019.
*The Caretree tree spade that was used for translocating 50 individuals of* Epipactis helleborine *at Sønderris on 26 June 2019.*

**Figur 4.** Flytning af to planter af Skov-Hullæbe ved Sønderris den 26. juni 2019 (bemærk markeringspindene). Jordkeglen er 110 cm dyb og måler 120 cm i diameter øverst.
*Translocation of two individuals of* Epipactis helleborine *at Sønderris on 26 June 2019 (note the marking sticks). The soil cone is 110 cm deep and measures 120 cm in diameter on top.*

kontrolpopulationen (n = 4) blev der gennemført tilsvarende korrelationstests baseret på overjordiske skud (test 3) og fertile skud (test 4). Desuden blev Fishers eksakte test benyttet til at undersøge, om der var forskel på de to populationer ($n_s$ = 49, $n_k$ = 50) med hensyn til, hvor mange planter, der producerede mindst ét overjordisk skud (test 5) og mindst ét fertilt skud (test 6) i 1, 2, 3 eller 4 år i moniteringsperioden. Studiepopulationens plante nr. 29 blev udeladt, da den var udgået af moniteringen efter 2020.

Den anden hovedgruppe af tests adresserede præstationsparametre opgjort for hvert enkelt år i moniteringsperioden. Mann-Whitneys *U*-test blev benyttet til at teste for forskel mellem de to populationers antal overjordiske skud pr. plante i 2019 (test 7; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2020 (test 8; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2021 (test 9; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50) og 2022 (test 10; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50) og mellem de to populationers antal fertile skud pr. plante i 2019 (test 11; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2020 (test 12; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2021 (test 13; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50) og 2022 (test 14; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50). For at afdække en eventuel, umiddelbar effekt af planteflytningen gennemførtes tilsvarende tests af, om studiepopulationens juni-tal (n = 50) og august-tal (n = 50) for 2019 afveg fra hinanden (overjordiske skud: test 15; fertile skud: test 16). Endelig blev Fishers eksakte test benyttet til at undersøge, om de to populationer adskilte sig med hensyn til, hvor mange planter der producerede mindst ét overjordisk skud i 2019 (test 17; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2020 (test 18; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2021 (test 19; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50) og 2022 (test 20; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50) og med hensyn til, hvor mange planter der producerede mindst ét fertilt skud i 2019 (test 21; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2020 (test 22; $n_s$ = 50, $n_k$ = 50), 2021 (test 23; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50) og 2022 (test 24; $n_s$ = 49, $n_k$ = 50).

Den sidste hovedgruppe af tests adresserede negative indikatorer opgjort for hvert år i moniteringsperioden. Fishers eksakte test blev benyttet til at undersøge, om antallet af fertile skud med afbidt klase (over for antallet af fertile skud med intakt klase) var forskelligt mellem de to populationer i 2019 (test 25; $n_s$ = 62, $n_k$ = 54), 2020 (test 26; $n_s$ = 29, $n_k$ = 32), 2021 (test 27; $n_s$ = 27, $n_k$ = 18) og 2022 (test 28; $n_s$ = 19, $n_k$ = 15). For at afdække en eventuel, umiddelbar effekt af planteflytningen gennemførtes en tilsvarende test af, om studiepopulationens juni-tal (n = 66) og august-tal (n = 62) for 2019 afveg fra hinanden i den samme parameter vedrørende afbidte klaser (test 29). Endvidere blev Fishers eksakte test benyttet til at undersøge, om antallet af intakte, fertile skud med aborterede knopper (over for antallet af intakte, fertile skud med levende knopper eller blomster) var forskelligt mellem de to populationer i 2019 (test 30;

$n_s$ = 60, $n_k$ = 48), 2020 (test 31; $n_s$ = 24, $n_k$ = 28), 2021 (test 32; $n_s$ = 20, $n_k$ = 15) og 2022 (test 33; $n_s$ = 16, $n_k$ = 3). Endelig gennemførtes en tilsvarende test af, om studiepopulationens juni-tal (n = 64) og august-tal (n = 60) for 2019 afveg fra hinanden i den samme parameter vedrørende aborterede knopper (test 34).

## RESULTATER

**Plantesamfund**

Den samlede floraliste for arealet til byggemodning og fredskoven ses i tabel 1, hvor også pointværdierne fremgår. Der blev registreret henholdsvis 47 og 43 taksa. Blandt de registrerede træer og buske optrådte Selje-Pil (*Salix caprea*) som dominant på arealet til byggemodning. I fredskoven var ingen træer/buske dominerende, men Ask (*Fraxinus excelsior*), Slåen (*Prunus spinosa*) og Stilk-Eg (*Quercus robur*) var hyppige. Blandt de registrerede urter og halvbuske var Draphavre (*Arrhenatherum elatius*), Almindelig Hundegræs (*Dactylis glomerata*) og Fløjlsgræs (*Holcus lanatus*) dominerende på arealet til byggemodning, mens Skvalderkål (*Aegopodium podagraria*), Almindelig Hvene (*Agrostis capillaris*) og Almindelig Rapgræs (*Poa trivialis*) var hyppige. I fredskoven var Almindelig Hundegræs ligeledes dominerende, mens Fløjlsgræs optrådte hyppigt.

Med hensyn til de to mål for artssammensætningens kvalitet i forhold til naturtypens optimale bevaringstilstand – middelscoren (m) og artssummen (s) – fordelte resultaterne sig således mellem de to lokaliteter: arealet til byggemodning (m = 1,60; s = 51,06), fredskoven (m = 1,84; s = 55,12).

**Monitering af Hullæbe-populationerne**

For begge populationer er det årlige, gennemsnitlige antal overjordiske og fertile skud pr. plante i moniteringsperiodens enkelte år vist i tabel 2. Ingen af de gennemførte tests for en positiv eller negativ udvikling over tid i disse parametre påviste en signifikant sammenhæng for studiepopulationen (test 1-2; Pearsons korrelationstest; p > 0,05). Derimod lå resultaterne af de tilsvarende korrelationstests for kontrolpopulationen på grænsen til at indikere et signifikant fald i det gennemsnitlige antal skud pr. plante hen over moniteringsperioden (p = 0,05; r = -0,95); dette gjaldt både for overjordiske skud (test 3) og fertile skud (test 4). Med hensyn til, hvor mange planter, der producerede mindst ét skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år i moniteringsperioden (tabel 3), blev der ikke påvist nogen signifikant forskel mellem de to populationer (Fishers eksakte test; p > 0.05) – hverken hvad angår overjordiske skud (test 5) eller fertile skud (test 6).

For begge populationer er variationsbredden i antallet af henholdsvis overjordiske og fertile skud pr. plante i moniteringsperiodens enkelte år vist i tabel 2 (intervaldata). For intet år blev der påvist en signifikant forskel mellem de to populationer (Mann-Whitneys *U*-test; p > 0.05) – hverken med hensyn til antallet af overjordiske skud (test 7-10) eller antallet af fertile skud (test 11-14); ej heller blev der påvist nogen signifikant forskel af denne art mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal for 2019 (test 15-16; p > 0,05).

For begge populationer fremgår antallet af planter, der producerede mindst ét overjordisk skud eller mindst ét fertilt skud i moniteringsperiodens enkelte år af tabel 2. Blandt de gennemførte tests indikerede test 18 for 2020, at studiepopulationens 24 planter med mindst ét overjordisk skud udgjorde en signifikant mindre andel af denne population, end de 35 planter med mindst ét overjordisk skud i kontrolpopulationen udgjorde af sidstnævnte (Fishers eksakte test; p < 0,05). Ingen af de øvrige undersøgelser gennemført med Fishers eksakte test indikerede nogen signifikant forskel mellem de to populationer i andelen af planter, som producerede mindst ét overjordisk eller mindst ét fertilt skud i moniteringsperiodens enkelte år (test 17, 19-24; p > 0,05).

I begge populationer blev der registreret eksempler på planter, som atter producerede mindst ét overjordisk skud efter rent underjordisk overlevelse i ét år (12 og 4 tilfælde i henholdsvis studie- og kontrolpopulationen) eller i to på hinanden følgende år (2 observationer i både studie- og kontrolpopulationen).

Blandt de gennemførte tests for forskel mellem de to populationer i antallet af fertile skud med afbidt klase over for antallet af intakte, fertile skud i moniteringsperiodens enkelte år (tabel 2) indikerede test 28 for 2022, at studiepopulationens 3 fertile skud med afbidt klase udgjorde en signifikant mindre andel af de fertile skud i denne population, end de 12 fertile skud med afbidt klase i kontrolpopulationen udgjorde af de fertile skud i sidstnævnte (Fishers eksakte test; p < 0,001). Ingen af de øvrige undersøgelser gennemført med Fishers eksakte test indikerede nogen signifikant forskel mellem de to populationer for den samme parameter vedrørende afbidte klaser (test 25-27; p > 0,05); ej heller blev der påvist nogen signifikant forskel af denne art mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal for 2019 (test 29; p > 0,05).

Ingen af de gennemførte tests for forskel mellem de to populationer i antallet af intakte, fertile skud med aborterede knopper over for antallet af intakte, fertile skud med levende knopper eller blomster (tabel 2) indikerede nogen signifikant forskel (test 30-33; Fishers eksakte test; p > 0,05); ej heller blev der påvist nogen signifikant forskel af denne art mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal for 2019 (test 34; p > 0,05).

## DISKUSSION

**Havde flytningen en umiddelbar effekt på planterne?**

Både antallet af overjordiske og fertile skud pr. plante i studiepopulationen dalede en smule fra udplantningen i juni 2019 til næste optælling i august samme år, mens

andelen af fertile skud med afbidt klase og andelen af intakte klaser med aborterede blomster steg en smule (tabel 2). Der må nødvendigvis være tale om reelle ændringer, da hver eneste plantes tilstand blev registreret både den 26. juni og den 5. august, men de repræsenterer ikke nødvendigvis en effekt af flytningen. Det er et velkendt fænomen, at også tilstanden for en delmængde af individerne i etablerede orkidépopulationer kan ændre sig hen over vækstsæsonen (Sanger & Waite 1998). I det aktuelle tilfælde foreligger der ingen data til at belyse, om de observerede ændringer i studiepopulationen i løbet af sommeren 2019 afveg fra naturlige ændringer i kontrolpopulationen. For ingen af de ovennævnte parametre kunne forskellen mellem studiepopulationens juni-tal og august-tal påvises at være statistisk signifikant. Derfor må en eventuel, umiddelbar, negativ effekt af flytningen under alle omstændigheder anses for ubetydelig.

**Var studiepopulationen og kontrolpopulationen sammenlignelige i 2019?**
Som vist i tabel 2 havde studiepopulatio-

**Tabel 1.** Oversigt over karplantefloraen på to voksesteder for Skov-Hullæbe ved Sønderris: [A] arealet til byggemodning, hvorfra 50 planter blev evakueret; [B] den del af fredskoven, hvor de evakuerede individer blev indplantet. Oversigten blev udarbejdet den 26. juni 2019 for område A og den 24. juli 2020 for område B. For hvert areal er hvert takson klassificeret som dominerende (**), hyppig (*), til stede (+) eller ikke til stede (–). Under P ses arternes pointværdier ("artsscorer") – baseret primært på Fredshavn et al. (2008: bilag 2), sekundært på Fredshavn & Ejrnæs (2007: bilag 1) og tertiært på forfatterens egen vurdering.

*Overview of the flora of vascular plants in two habitats of* Epipactis helleborine *at Sønderris: [A] the development from where 50 individuals were evacuated on 26 June 2019; [B] that part of the nearby wood where the evacuated individuals were planted. The survey was prepared on 26 June 2019 for area A and on 24 July for area B. For each area, each taxon is classified as dominant (**), frequent (*), present (+) or absent (–). Under P, the species scores are shown – based primarily on Fredshavn et al. (2008: enclosure 2), secondarily on Fredshavn & Ejrnæs (2007: enclosure 1) and tertiarily on the author's own assessment.*

| Taxon | A | B | P |
|---|---|---|---|
| TRÆER OG BUSKE | | | |
| *Acer pseudoplatanus*, Ahorn | + | + | 1 |
| *Cornus sanguinea*, Rød Kornel | – | + | 5 |
| *Crataegus monogyna*, Engriflet Hvidtjørn | + | + | 5 |
| *Fagus sylvatica*, Bøg | + | – | 3 |
| *Fraxinus excelsior*, Ask | + | * | 4 |
| *Prunus serotina*, Glansbladet Hæg | + | + | -1 |
| *Prunus spinosa*, Slåen | + | * | 5 |
| *Quercus robur*, Stilk-Eg | + | * | 4 |
| *Rosa multiflora*, Mangeblomstret Rose | – | + | 0 |
| *Rosa rugosa*, Rynket Rose | + | – | -1 |
| *Salix caprea*, Selje-Pil | ** | – | 5 |
| *Salix ×smithiana*, Lancet-Pil | – | + | 0 |
| *Sorbus aucuparia*, Almindelig Røn | – | + | 5 |
| *Sorbus intermedia*, Selje-Røn | + | + | 3 |
| URTER OG HALVBUSKE | | | |
| *Aegopodium podagraria*, Skvalderkål | * | + | 0 |
| *Agrostis capillaris*, Almindelig Hvene | * | + | 3 |
| *Agrostis gigantea*, Stortoppet Hvene | – | + | 2 |
| *Anthriscus sylvestris*, Vild Kørvel | + | + | -1 |
| *Arrhenatherum elatius*, Draphavre | ** | – | -1 |
| *Artemisia vulgaris*, Grå Bynke | + | + | 1 |
| *Bellis perennis*, Tusindfryd | + | – | -1 |
| *Cerastium fontanum*, Almindelig Hønsetarm | + | + | 2 |
| *Cirsium arvense*, Ager-Tidsel | + | + | -1 |
| *Cirsium vulgare*, Horse-Tidsel | – | + | -1 |
| *Crepis capillaris*, Grøn Høgeskæg | + | + | 2 |
| *Dactylis glomerata*, Almindelig Hundegræs | ** | ** | 3 |
| *Dryopteris carthusiana*, Smalbladet Mangeløv | – | + | 4 |
| *Dryopteris filix-mas*, Almindelig Mangeløv | + | + | 4 |
| *Elytrigia repens*, Almindelig Kvik | + | – | -1 |

| Taxon | A | B | P |
|---|---|---|---|
| URTER OG HALVBUSKE (fortsat, *continued*) | | | |
| *Epilobium adenocaulon*, Kirtlet Dueurt | – | + | 0 |
| *Epilobium montanum*, Glat Dueurt | + | + | 3 |
| *Festuca rubra*, Rød Svingel | + | + | 3 |
| *Galium aparine*, Burre-Snerre | + | + | -1 |
| *Geranium robertianum*, Stinkende Storkenæb | – | + | 2 |
| *Geum urbanum*, Feber-Nellikerod | + | + | 2 |
| *Holcus lanatus*, Fløjlsgræs | ** | * | 2 |
| *Hypericum perforatum*, Prikbladet Perikon | + | – | 3 |
| *Hypochoeris radicata*, Almindelig Kongepen | + | + | 3 |
| *Jacobaea vulgaris*, Eng-Brandbæger | + | + | 2 |
| *Myosotis arvensis*, Mark-Forglemmigej | + | + | 2 |
| *Plantago lanceolata*, Lancet-Vejbred | + | + | 3 |
| *Poa annua*, Enårig Rapgræs | + | – | -1 |
| *Poa trivialis*, Almindelig Rapgræs | * | + | 3 |
| *Ranunculus repens*, Lav Ranunkel | + | – | -1 |
| *Rubus laciniatus*, Fliget Brombær | – | + | 0 |
| *Rumex acetosa*, Almindelig Syre | + | – | 3 |
| *Rumex crispus*, Kruset Skræppe | + | + | 1 |
| *Schedonorus pratensis*, Eng-Svingel | + | – | 2 |
| *Sonchus asper*, Ru Svinemælk | + | – | -1 |
| *Tanacetum vulgare*, Rejnfan | + | + | -1 |
| *Taraxacum* sect. *Taraxacum*, Vej-Mælkebøtte | + | + | -1 |
| *Tragopogon pratense*, Gedeskæg | – | + | 2 |
| *Trifolium campestre*, Gul Kløver | + | – | 2 |
| *Trifolium repens*, Hvid Kløver | + | – | 1 |
| *Urtica dioica*, Stor Nælde | + | + | -1 |
| *Vicia cracca*, Muse-Vikke | + | – | 4 |
| *Vicia hirsuta*, Tofrøet Vikke | + | – | 2 |
| *Vicia sativa* subsp. *nigra*, Smalbladet Vikke | + | + | 3 |
| *Vicia villosa*, Sand-Vikke | – | + | 0 |

nens planter 0-4 overjordiske skud og 0-4 fertile skud i august 2019, mens kontrolpopulationen havde 1-2 overjordiske skud og 1-2 fertile skud i samme måned. Hverken for antallet af overjordiske eller fertile skud blev der dog påvist en statistisk signifikant forskel mellem de to populationer. Heller ikke antallet af planter med mindst ét overjordisk skud eller antallet af planter med mindst ét fertilt skud i august 2019 adskilte sig signifikant mellem de to populationer. På denne baggrund må de to populationer betragtes som direkte sammenlignelige på tidspunktet for moniteringens start, hvilket underbygger rimeligheden i at benytte de afmærkede planter i fredskovens naturlige bestand som kontrolpopulation gennem det samlede moniteringsforløb.

**Hvordan klarede planterne sig i årene efter flytningen?**

Projektets henholdsvis 16 og 4 observationer af, at en plante atter viste sig over jorden efter ét eller to års rent underjordisk overlevelse er i tråd med tidligere rapporterede observationer fra Canada (Light & MacConaill 2006), Polen (Jakubska-Busse et al. 2009) og Danmark (Pedersen 2013); særligt bemærkelsesværdigt har Light & MacConaill (2006) registreret rent underjordisk overlevelse i op til 18 år. Skov-Hullæbes evne til at overleve rent underjordisk gennem længere tid betyder naturligvis, at resultaterne af enhver monitering baseret udelukkende på overjordiske skud må tages med et vist forbehold. I det aktuelle projekt antages det, at forholdet mellem plantedød og rent underjordisk overlevelse har været ensartet i studiepopulationen og kontrolpopulationen.

For begge populationer varierede den årlige middelværdi for antallet af såvel overjordiske som fertile skud gennem hele moniteringsperioden (tabel 2). I intet tilfælde blev der dog påvist statistisk signifikant stigning eller fald over den samlede periode, omend tallene for både overjordiske og fertile skud i kontrolpopulationen lå på grænsen til et signifikant fald over tid. Dermed må studiepopulationens udvikling, set over den samlede moniteringsperiode, vurderes at ligge mindst på niveau med kontrolpopulationens. Det skal dog tilføjes, at blot fire datapunkter er et spinkelt grundlag for en korrelationstest, og at muligheden for at påvise en statistisk signifikant sammenhæng ville have været betydeligt større, hvis moniteringen havde strakt sig over en længere årrække.

Både hvad angår overjordiske og fertile skud, var det for begge populationer forskelligt, hvor mange planter, der producerede mindst ét skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år inden for moniteringsperioden (tabel 3). For ingen af skudtyperne blev der dog påvist nogen statistisk signifikant forskel mellem populationerne, som derfor også på dette punkt må konkluderes at have præsteret ensartet.

Antallet af såvel overjordiske som fertile skud pr. plante lå i forskellige intervaller for de to populationer i samtlige år undtagen 2021 (tabel 2). Testresultaterne for 2019 er diskuteret ovenfor, og heller ikke for de øvrige år blev der påvist nogen statistisk signifikant forskel mellem populationerne. Hvad angår antallet af planter, som producerede mindst ét overjordisk skud og antallet af dem, som producerede mindst ét fertilt skud i et givet år, blev der for 2020 påvist en signifikant mindre andel planter

**Tabel 2.** Nøgletal fra monitering af to populationer af Skov-Hullæbe i fredskov ved Sønderris. Studiepopulationen bestod af planter flyttet fra et nærtliggende, udstykket areal, mens kontrolpopulationen bestod af afmærkede planter fra fredskovens naturlige bestand.

*Key figures from the monitoring of two populations of* Epipactis helleborine *in a wood at Sønderris. The study population consisted of plants translocated from a nearby development whereas the control population consisted of marked individuals in the wood's natural population.*

| | Studiepopulation | | | | | Kontrolpopulation | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **2019-06** | **2019-08** | **2020** | **2021** | **2022** | **2019** | **2020** | **2021** | **2022** |
| # planter inkluderet i moniteringen | 50 | 50 | 50 | 49 | 49 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| # planter med ≥ 1 overjordisk skud | 50 | 46 | 24 | 26 | 18 | 50 | 35 | 18 | 18 |
| # planter med ≥ 1 fertilt skud | 50 | 46 | 22 | 22 | 16 | 50 | 30 | 17 | 15 |
| # overjordiske skud pr. plante (middelværdi) | 1,36 | 1,26 | 0,62 | 0,63 | 0,47 | 1,08 | 0,74 | 0,38 | 0,36 |
| # fertile skud pr. plante (middelværdi) | 1,32 | 1,24 | 0,58 | 0,55 | 0,39 | 1,08 | 0,64 | 0,36 | 0,30 |
| # overjordiske skud pr. plante (interval) | 1-4 | 0-4 | 0-3 | 0-2 | 0-3 | 1-2 | 0-2 | 0-2 | 0-1 |
| # fertile skud pr. plante (interval) | 1-4 | 0-4 | 0-3 | 0-2 | 0-3 | 1-2 | 0-2 | 0-2 | 0-1 |
| # overjordiske skud | 68 | 63 | 31 | 31 | 23 | 54 | 37 | 19 | 18 |
| # fertile skud | 66 | 62 | 29 | 27 | 19 | 54 | 32 | 18 | 15 |
| # fertile skud med afbidt klase | 2 | 2 | 5 | 7 | 3 | 6 | 4 | 3 | 12 |
| # intakte, fertile skud | 64 | 60 | 24 | 20 | 16 | 48 | 28 | 15 | 3 |
| # intakte, fertile skud med aborterede knopper | 4 | 9 | 3 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 |
| # intakte, fertile skud med levende knopper/blomster | 60 | 51 | 21 | 19 | 16 | 45 | 27 | 15 | 2 |

med mindst ét overjordisk skud i studiepopulationen end i kontrolpopulationen. Forskellen blev dog hverken genfundet i 2021 eller 2022, så der har tilsyneladende været tale om et forbigående fænomen.

Begge populationer blev i løbet af moniteringsperioden udsat for afbidning af klaser og abortering af blomsterknopper (tabel 2). Frekvensen af begge fænomener var dog generelt lav, og kun i ét tilfælde blev der påvist en signifikant forskel – nemlig i 2022, da afbidning af fertile skud i studiepopulationen var mindre hyppig end i kontrolpopulationen. De flyttede planter af Skov-Hullæbe har altså ikke været mere udsat for klase-afbidning og blomsterknop-abortering end kontrolpopulationens planter.

**Hvorfor har flytningen hidtil været vellykket?**

Flytningen af en population af Skov-Hullæbe i Hillerød Kommune i 2009 blev ligeledes fulgt op med monitering de følgende tre år, men uden anvendelse af kontrolpopulation og statistiske tests (Pedersen 2013). Alligevel fremtræder det aktuelle projekt klart mere vellykket. I Hillerød blev planterne flyttet i to puljer med 50 i hver. I september 2009 flyttedes de første 50 planter, hvoraf kun 5 viste sig over jorden i 2010, og kun 1 kom til syne i 2011 (men var ny i forhold til 2010). I juni 2010 flyttedes de sidste 50 planter, hvoraf 19 stadig kunne findes i august samme år, og to af disse dannede et vegetativt skud igen i 2011. I 2012 blev ingen af de 100 planter genfundet. Hvilke omstændigheder kan forklare, hvorfor det aktuelle projekt i Esbjerg Kommune hidtil har været væsentligt mere vellykket?

I det pointsystem, som blev anvendt til at beregne middelscoren og artssummen for hver af projektets to lokaliteter, er Skov-Hullæbe selv tildelt pointværdien 5 – og vurderes dermed at være "følsom" over for påvirkninger, der forringer naturtilstanden (Fredshavn et al. 2007). På den baggrund var det oplagt at flytte de evakuerede planter til en nærtliggende lokalitet, hvor der i forvejen fandtes en population af Skov-Hullæbe. På den måde blev der opnået sikkerhed for, at habitatforholdene på den ny lokalitet lå inden for artens økologiske amplitude, og de to flora-baserede mål for naturkvaliteten lå endda en smule højere for fredskoven (m = 1,84; s = 55,12) end for arealet til byggemodning (m = 1,60; s = 51,06). Trods denne indikation af, at planterne blev flyttet til en lokalitet med lidt højere naturkvalitet, kunne man have frygtet, at de enkelte planter ville opleve en for pludselig ændring i miljøforholdene i forbindelse med flytningen. Derfor er det også relevant med en nærmere sammenligning af de to involverede plantesamfund.

Der var ikke stort sammenfald i skønsmæssigt dominerende og hyppige arter mellem de to lokaliteter (tabel 1). Dog var Almindelig Hundegræs blandt dominanterne begge steder, mens Fløjlsgræs var blandt dominanterne på arealet til byggemodning og hyppig i fredskoven. Hvis man ser bort fra dominansforholdene og blot forholder sig til artssammensætningen, var floraen i fredskoven bredt overlappende med den på det byggemodnede areal. Dermed oplevede de flyttede planter næppe en pludselig, dramatisk ændring af deres nære miljøforhold i forbindelse med flytningen.

Det brede overlap i miljøforhold mellem det aktuelle projekts to lokaliteter har formentlig været en forudsætning for flytningens succes. Derimod forklarer det næppe den større succesrate i forhold til Hillerød-flytningen, da overensstemmelsen i habitatforhold – baseret på oplysninger i Pedersen (2013) – må formodes at have været endnu større i sidstnævnte projekt. Forklaringen skal nok nærmere findes i flytningens praktiske gennemførelse, som afveg markant mellem de to projekter.

Ved Hillerød blev planterne gravet op med spader og transporteret i plastiksække; men skønt det blev tilstræbt at få hele

**Tabel 3.** Nøgletal for de individuelle planter, som indgik i én af to moniterede populationer af Skov-Hullæbe i en fredskov ved Sønderris. Studiepopulationen (n = 49) bestod af planter flyttet fra et nærtliggende, udstykket areal, mens kontrolpopulationen (n = 50) bestod af afmærkede individer fra fredskovens naturlige bestand. O: Antallet af planter, som producerede mindst 1 overjordisk skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år. F: Antallet af planter, som producerede mindst 1 fertilt skud i henholdsvis 1, 2, 3 eller 4 år.
*Key figures for the individual plants that were included in one of two monitored populations of* Epipactis helleborine *in a wood by Sønderris. The study population (n = 49) consisted of individuals translocated from a nearby development whereas the control population (n = 50) consisted of marked individuals in the wood's natural population. O: The number of individuals that produced at least 1 aerial shoot in 1, 2, 3 or 4 years, respectively. F: The number of individuals that produced at least 1 fertile shoot in 1, 2, 3 or 4 years, respectively.*

| | | Studiepopulation | Kontrolpopulation |
|---|---|---|---|
| O | 1 år | 13 | 13 |
| | 2 år | 12 | 15 |
| | 3 år | 17 | 10 |
| | 4 år | 7 | 12 |
| F | 1 år | 14 | 20 |
| | 2 år | 16 | 11 |
| | 3 år | 14 | 7 |
| | 4 år | 5 | 12 |

rodnettet og en klump af den umiddelbart omgivende jord med, lykkedes dette kun delvist "... som følge af røddernes ofte anselige længde og jordens løse struktur" (Pedersen 2013). Dette står i kontrast til den maskinelle tilgang i det aktuelle projekt, hvor hver Hullæbe-plante blev flyttet med en jordkegle, som målte 120 cm i diameter ved jordoverfladen og 110 cm i dybden. Foruden konkret at medbringe den enkelte plantes helt nære plantesamfund (som yderligere buffer mod en for pludselig miljøændring, jf. ovenstående diskussion) må det også have betydet, at planten fik (næsten?) hele sit rodsystem med sig, ovenikøbet uden nævneværdig forstyrrelse af rodzonen. Disse aspekter må forventes at have givet de flyttede planter en glidende overgang til de nye miljøforhold.

"På grund af det regnfulde vejr og den i forvejen fugtige jordbund ..." blev flytningerne i Hillerød ikke fulgt op med vanding (Pedersen 2013). Også denne disposition står i kontrast til det aktuelle projekt, hvor planterne blev vandet grundigt én og fem dage efter flytningen, og den kan måske have haft negativ betydning – specielt når planternes forstyrrede rodzone og sandsynligvis beskadigede rødder tages med i betragtning.

**Perspektiver og anbefalinger**

Det er et oplagt spørgsmål, om den positive status tre år efter planteflytningen kan forventes at vare ved. I denne sammenhæng er det værd at bemærke, at omridset af de flyttede jordkegler ikke længere kunne erkendes ved moniteringsrunden i 2022, hverken strukturelt eller baseret på urtevegetationen. De flyttede Hullæbe-planter fremtrådte altså visuelt som et fuldt integreret element i fredskoven.

Fra projektets begyndelse var en særlig bekymring knyttet til Skov-Hullæbes afhængighed af mykorrhiza-svampe, som selv ernærer sig via ektomykorrhiza med træer (Těšitelová et al. 2012; Jacquemyn et al. 2016; Schiebold et al. 2017). Selv med de store jordkegler taget i betragtning måtte det forventes, at de aktuelle svampes forbindelser til levende trærødder ville blive afbrudt ved opgravningen. Bekymringen gik derfor på, om der i tide ville blive dannet nye svampeforbindelser mellem orkidéer og træer; og det var let at forestille sig, at de store, flyttede jordkegler (uden aktivt fungerende trærødder) ville forsinke processen. Bekymringen synes dog at have være ubegrundet, da et eventuelt problem allerede burde have vist sig nu – om ikke i form af overdødelighed blandt de flyttede planter, så i det mindste i form af en dårligere trivsel, som f.eks. kunne have givet sig udslag i underproduktion af overjordiske eller fertile skud eller overrepræsentation af skud med aborterede blomsterknopper. Som tidligere nævnt bidrager artens fotosyntese især til frugtmodningen (Gonneau et al. 2014), mens plantens samlede kulstofoptag primært sker fra mykorrhizasvampene (Gebauer & Meyer 2003; Schiebold et al. 2017). Forsøg med pottekultur af Skov-Hullæbe har dog demonstreret en vis plasticitet, hvor fotosyntesen kan spille en større rolle under forhold med mangel på de normale mykorrhizasvampe (May et al. 2020). Måske har de flyttede planter i Sønderris klaret sig ved en tilsvarende plastisk respons på midlertidige mykorrhiza-problemer?

Alt i alt synes det rimeligt at konkludere, at selve flytningen ikke har haft negativ indflydelse på de flyttede planter, og at også deres fremtidsudsigter tegner lovende. Normalt kan en planteflytning (herunder re-introduktion) først anses for endeligt vellykket, når de manipulerede individer har etableret en selvreproducerende, levedygtig population (Menges 2008). Dette kriterium er dog ikke direkte relevant for det aktuelle projekt, hvor de flyttede individer må ses som et bidrag til fredskovens eksisterende population af Skov-Hullæbe. Ikke desto mindre bør det bemærkes, at jeg under hver moniteringsrunde, der lå inden for blomstringstiden (dvs. i 2020, 2021 og 2022), observerede sociale gedehamse bestøve én eller flere blomster på enkelte flyttede planter.

De fleste vellykkede bevaringseksperimenter i naturen med bevidst individ-manipulation af terrestriske orkidéer har været baseret på masseproduktion og efterfølgende udplantning af talrige, små frøplanter (se f.eks. Ramsay & Stewart 1998; Ramsay & Dixon 2003; Malmgren & Vogler 2019). Det aktuelle projekt viser imidlertid, at det også er praktisk muligt at flytte populationer af voksne orkidéplanter – i hvert fald når der er tale om arter med en så bred økologisk amplitude som Skov-Hullæbe, og hvor der er stor økologisk lighed mellem det gamle og det nye voksested. Samtidig demonstrerer sammenligningen med den tidligere flytning af Skov-Hullæbe i Hillerød Kommune (Pedersen 2013), at operationen kun har chance for at lykkes, hvis den gribes hensigtsmæssigt an. Den aktuelle tilgang med maskinel flytning af planterne sammen med store jordkegler (fulgt op med gentagen kunstvanding) viste sig vellykket og må derfor anbefales. I de mange tilfælde, hvor lokale, topografiske forhold forhindrer en tilsvarende, maskinel tilgang, må man nøjes med at tilstræbe det samme princip – dvs. flytning af hele plantens rodsystem med minimal forstyrrelse af rodzonen. Den praktiske fremkommelighed afhænger dermed af størrelsen af den pågældende arts rodsystem – og i det hele taget er der ingen garanti for, at andre orkidéarter vil udvise samme reaktionsmønster som Skov-Hullæbe.

## TAK

Esbjerg Kommune ved Peter Raben Nebeling og Peer Kammer Hansen takkes for konstruktivt og inspirerende samarbejde, mens Morten Foldager Pedersen (Institut for Naturvidenskab og Miljø, Roskilde Universitet) takkes for udbytterige diskussioner.

## CITERET LITTERATUR

Brown PM & Argus, GW (2002) *Epipactis* Zinn. I: Argus GW, Gandhi K, Goldblatt P, Hess WJ, Kiger RW et al. (red), Flora of North America north of Mexico 26.

Magnoliophyta: Liliidae: Liliales and Orchidales. Oxford University Press, New York & Oxford, pp 584-586.
Claessens J & Kleynen J (2011) The flower of the European orchid. Form and function. Jean Claessens & Jacques Kleynen, Geulle.
Fredshavn JR & Ejrnæs R (2007) Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. 2. udg. Faglig rapport fra DMU nr. 599. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
Fredshavn JR, Johannsen VK, Ejrnæs R, Nielsen, KE & Rune F (2008) Beregning af skovtilstand – tilstandsvurdering af Habitatdirektivets skovtyper. Faglig rapport fra DMU nr. 696. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
Gebauer G & Meyer M (2003) $^{15}$N and $^{13}$C natural abundance of autotrophic and mycoheterotrophic orchids provides insight into nitrogen and carbon gain from fungal association. New Phytologist 160: 209-223.
Godefroid S, Piazza C, Rossi G, Buord S, Stevens AD et al. (2011) How successful are plant species reintroductions? Biological Conservation 144: 672-682.
Gonneau C, Jersáková J, de Tredern E, Till-Bottraud I, Saarinen K et al. (2014) Photosynthesis in perennial mixotrophic *Epipactis* spp. (Orchidaceae) contributes more to shoot and fruit biomass than to hypogeous survival. Journal of Ecology 102: 1183-1194.
Guerrant EO (2013) The value and propriety of reintroduction as a conservation tool for rare plants. Botany 91: v-x.
Hamann O (1993) Botanisk Haves kommentar. Urt 17: 57-58.
Hammer E (1988) Orkidéer som "haveukrudt". Gejrfuglen 24: 28-30.
Hammer Ø (1999-2021) PAleontologica STatistics version 4.08. Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo, Oslo.
Hartvig P (1993) Dansk Botanisk Forenings fredningsudvalgs kommentar. Urt 17: 54-56.
Hartvig P (2015) Atlas Flora Danica 2-3. Artsoversigt/udbredelse. Gyldendal, København.
IUCN (1987) The IUCN position statement on translocation of living organisms. As approved by the 22nd Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland, 4 September 1987.
IUCN (1988) IUCN guidelines for re-introductions. IUCN, Gland & Cambridge.
Jacquemyn H, Waud M, Lievens B & Brys R (2016) Differences in mycorrhizal communities between *Epipactis palustris*, *E. helleborine* and its presumed sister species *E. neerlandica*. Annals of Botany 118: 105-114.
Jakubska-Busse A, Dudkiewicz M, Jankowski P & Sikora R (2009) Mathematical inference of the underground clonal growth of *Epipactis helleborine* (L.) Crantz (Orchidaceae, Neottieae). Botanica Helvetica 119: 69-76.
Jørgensen H (1993) Skov- og Naturstyrelsens kommentar. Urt 17: 56-57.
Kühn R, Pedersen HÆ & Cribb P (2019) Field guide to the orchids of Europe and the Mediterranean. Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew.
Light MHS & MacConaill M (1998) Factors affecting germinable seed yield in *Cypripedium calceolus* var. *pubescens* (Willd.) Correll and *Epipactis helleborine* (L.) Crantz (Orchidaceae). I: Waite S (red) Orchid population biology: conservation and challenges. Botanical Journal of the Linnean Society 126: 3-26 (1-190).
Light MHS & MacConaill M (2006) Appearance and disappearance of a weedy orchid, *Epipactis helleborine*. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 41: 77-93.
Malmgren S (1993) Asymbiotisk frøformering i stor skala af danske orkideer? Urt 17: 49-54.
Malmgren S & Vogler I (2019) Erdorchideen: Naturschutz und Kultur im Garten. Natur und Tier – Verlag, Münster.
May M, Jąkalski M, Novotná A, Dietel J, Ayasse M et al. (2020) Three-year pot culture of *Epipactis helleborine* reveals autotrophic survival, without mycorrhizal networks, in a mixotrophic species. Mycorrhiza 30: 51-61.
Menges ES (2008) Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation succesful? Australian Journal of Botany 56: 187-196.
Næsborg TR & Hald AB (2013) Artsfredningen under pres. Urt 37: 82.
Pedersen HÆ (2013) Kan danske orkidé-populationer flyttes? Erfaringer fra et eksperiment med Skov-Hullæbe (*Epipactis helleborine* s.s.). Urt 37: 86-92.
Pedersen HÆ & Faurholdt N (2010) Danmarks vilde orkidéer. Gyldendal, København.
Reiter N, Whitfield J, Pollard G, Bedggood W, Argall M et al. (2016) Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia. Plant Ecology 217: 81-95.
Sanger NP & Waite S (1998) The phenology of *Ophrys sphegodes* (the early spider orchid): what annual censuses can miss. I: Waite S (red) Orchid population biology: conservation and challenges. Botanical Journal of the Linnean Society 126: 75-81 (1-190).
Schiebold JMI, Bidartondo MI, Karasch P, Gravendeel B & Gebauer G (2017) You are what you get from your fungi: nitrogen stable isotope patterns in *Epipactis* species. Annals of Botany 119: 1085-1095.
Schiefenhövel P (2011) Herbivorie als populationsbestimmender Faktor für das Vorkommen der Breitblättrigen Stendelwurz (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz) im Naturschutzgebiet "Hartenberg/Steincheswiese" und Umgebung. Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen 28(2): 57-72.
Tałałaj I & Brzosko E (2008) Selfing potential in *Epipactis palustris*, *E. helleborine* and *E. atrorubens* (Orchidaceae). Plant Systematics and Evolution 276: 21-29.
Těšitelová T, Těšitel J, Jersáková J, Říhová G & Selosse MA (2012) Symbiotic germination capability of four *Epipactis* species (Orchidaceae) is broader than expected from adult ecology. American Journal of Botany 99: 1020-1032.