

Analyse – hyppighed af dataindsamling for bilag II arter i NOVANAs delprogram for Natur

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: September 2026 | 47



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Analyse – hyppighed af dataindsamling for bilag II arter i NOVANAs delprogram for Natur

Forfattere: Christian Kjær og Christian Damgaard
Institution: Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Rikke Reisner Hansen og Ane Kirstine Brunbjerg
Kvalitetssikring, DCE: Camilla Uldal

Ekstern kommentering: [Kommentarerne findes her:](#)

Rekvirent: Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV)

Bedes citeret: Kjær, C. & Damgaard, C. 2026. Analyse – hyppighed af dataindsamling for bilag II arter i NOVANAs delprogram for Natur. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. – [Fagligt notat nr. 2026|47](#)

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Hedepletvinge, Charles J. Sharp - Own work, from Sharp Photography, sharpphotography, CC BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=59385552>

Sideantal: 30

Indhold

1	Baggrund	4
2	Habitatdirektivets datakrav	6
3	Statistisk trendanalyse	9
3.1	Metodemæssig tilgang	9
3.2	Analyser af tællemaal	10
3.3	Analyser af udbredelsesdata	12
3.4	Resultater	13
3.5	Opsamling	18
4	Betydning af en reduceret indsamlingsfrekvens	20
4.1	Grøn buxbaumia	20
4.2	Blank seglmos	21
4.3	Sortplettet blåfugl	21
4.4	Fruesko	22
4.5	Stor kærguldsmed	22
4.6	Bred vandkalv og lys skivevandkalv	23
4.7	Stellas mosskorpion	24
4.8	Enkelt månerude	24
4.9	Grøn kølleguldsmed	25
4.10	Hedepletvinge	25
4.11	Eremit	26
4.12	Klokkefrø	27
4.13	Gul stenbræk	27
4.14	Mygblomst	28
5	Referencer	29

1 Baggrund

INOVANAs delprogram for Natur og biodiversitet er overvågningskaden for habitatdirektivets Bilag II og IV arter ikke den samme for alle arter (se tabel 1.1). En række arter overvåges kun én gang i programperioden på 6 år, nogle arter overvåges 2 gange og enkelte arter overvåges 3 gange. Der er forskellige årsager til forskellene i kadencen.

For artsgrupper som f.eks. flagermus, vindelsnegle og padder er overvågningsopgaven så stor, at det fra begyndelsen er valgt kun at overvåge disse én gang i en programperiode. Ligeledes overvåges arter, der udelukkende er på habitatdirektivets bilag IV kun én gang per programperiode. Der er således ikke nødvendigvis skelet til behov for viden/data som begrundelse for kun at overvåge disse arter én gang i programperioden. En række arter som f.eks. eremit og blank seglmos overvåges to gange i programperioden. Baggrunden for dette var dels det faktum, at disse var vurderet i ugunstig tilstand, men også et ønske om hurtigere at opbygge viden om disse arters udbredelse og forekomst. Nogle få arter er overvåget 3 gange i den seneste programperiode. Det drejer sig udelukkende om karplanterne mygblomst, enkelt månerude, gul stenbræk og fruesko. Baggrunden er formodentlig en kombination af en mindre arbejdsbyrde ved overvågningen af disse arter og viden om, at disse arter har meget fluktuerende bestandstal.

Tabel 1.1. Oversigt over de arter, der overvåges mere end én gang per overvågningsperiode. Anden kolonne angiver hvilke bilag i habitatdirektivet arten optræder på. Frekvensen af indsamlinger per overvågningsperiode fremgår af søjlen benævnt "Frekvens 2016-2021". Desuden angives hvilke arter der er analyseret statistisk i denne rapport, hvilke datatyper det omfatter og hvilke parametre, der er målt.

Art	Bilag	Frekvens 2016-21	Statistisk trendanalyse	Datatype	Parameter
Eremit	II og IV	2	X	Tælleletal	Antal træer med fund
Stellas mosskorpion	II	2		Tælleletal	Antal træer med fund
Klokkefrø	II og IV	2	X	Tælleletal	Antal kvækkende hanner
Grøn buxbaumia	II og IV	2		Tælleletal og udbredelse	Sporehuse og areal på lokalitet
Blank seglmos	II og IV	2		Tælleletal og frekvens	Antal 5m cirkler med forekomst og IOP
Stor kærguldsmed	II og IV	2	X	Udbredelse	Antal lokaliteter og kvadrater
Grøn kølleguldsmed	II og IV	2		Udbredelse	Antal lokaliteter og kvadrater
Bred vandkalv	II og IV	2		Udbredelse	Antal lokaliteter og kvadrater
Lys skivevandkalv	II og IV	2		Udbredelse	Antal lokaliteter og kvadrater
Hedepletvinge	II og IV	2		Udbredelse	Antal kvadrater og antal larvespind
Sortplettet blåfugl	II og IV	2		Udbredelse	Antal lokaliteter og kvadrater
Natlyssværmer	IV	2	—	—	—
Mygblomst	II og IV	3	X	Tælleletal	Individer
Enkelt månerude	II og IV	3		Tælleletal	Overjordiske skud
Gul stenbræk	II og IV	3	X	Tælleletal	Vegetative og blomstrende skud
Fruesko	II og IV	3		Tælleletal	Vegetative og blomstrende skud

I forbindelse med et ønske om at effektivisere overvågningsprogrammet for NOVANA har Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) ønsket en analyse af, om det er muligt at opnå en tilfredsstillende datakvalitet til

en fyldestgørende afrapportering i forhold til habitatdirektivets krav (DG Environment 2022, DG Environment 2023), hvis overvågningen af de arter der indsamles mere end en gang per overvågningsperiode reduceres til en enkelt indsamling per overvågningsperiode. Der gennemføres en vurdering af, om en sådan reduktion vil påvirke evnen til at dokumentere udbredelse, bestand, levestedskvalitet samt frem- og tilbagegang (trend) af disse parametre mellem overvågningsperioder. Det vil blive eksemplificeret med data for flere arter med forskellige datatyper (udbredelse og antal). Natlyssværmer gennemgås ikke, da der ikke er nogen formaliseret overvågning på nuværende tidspunkt.

2 Habitatdirektivets datakrav

For at kunne vurdere bevaringsstatus for habitatarter, til brug for afrapportering i henhold til artikel 17 i habitatdirektivet, skal der være data for henholdsvis *udbredelsesområde*, *bestandsstørrelse*, *levestedets tilstand* (habitatkvalitet) og *fremtidsudsigter* (DG Environment 2022). For de tre førstnævnte parametre er det nødvendigt at kunne sammenligne udviklingen fra sidste overvågningsperiode gennem en estimeret trend. Det skal samlet vurderes om en art trives nu og fortsat vil trives i fremtiden.

Udbredelsesarealet er det areal, der omslutter samtlige af artens forekomster. Status for udbredelsesarealet er gunstigt, hvis artens aktuelle udbredelsesareal svarer til dens naturlige udbredelsesområde og bestanden vurderes at kunne opretholdes på længere sigt inden for dette område. Udbredelsesområdet vurderes med basis i 10×10 km UTM-kvadrater.

Bestandsstørrelsen er antallet af individer eller areal i hvert af de to biogeografiske områder. I de fleste tilfælde er det ikke muligt, ud fra overvågningsdata, at kalkulere en bestandsstørrelse i antal individer (i), og i stedet har medlemslandene mulighed for at angive indirekte mål såsom antal lokaliteter (lok), antal aktive bosteder (bo), antal kvadrater á 10×10 km (kv10), antal kvadrater á 1×1 km, antal kvadratmeter med arten, antal individer pr. 100 m undersøgt (100 m), antal træer med positivt fund (træ), Counts Per Unit Effort (CPUE) eller antal voksne individer (adults). Status for bestandsstørrelsen bliver vurderet i forhold til referencepopulationen, der er den nødvendige bestandsstørrelse for at sikre artens overlevelse på længere sigt. Foruden status for bestandsstørrelse skal udviklingen i den seneste 12-årsperiode også vurderes.

Habitatkvalitet er en vurdering af artens levesteder. For at opnå en gunstig status for habitatkvalitet skal arealet være tilstrækkeligt stort og kvaliteten af levestederne være tilstrækkelig til, at referencepopulationen kan opretholde sig på længere sigt. Ofte foretages vurderingen af status for habitatkvalitet ud fra en ekspertvurdering på grund af begrænsede data eller som ukendt status på grund af manglende data.

Fremtidsudsigter er en samlet vurdering af de presfaktorer og trusler, der forudseeligt har en betydning for arternes overlevelsessevne i et langsigtet perspektiv. Hertil kommer de forvaltningstiltag, der er planlagt og igangsat for at reetablere eller vedligeholde levevilkårene. Denne vurdering gennemføres af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) og vil ikke blive inddraget i dette notat.

På baggrund af disse parametre vurderes en samlet bevaringsstatus. Bevaringsstatus vurderes for den enkelte biogeografiske zone og for forekomst og trends i Natura 2000 områder i den biogeografiske zone for den enkelte art oplistet i bilag II af habitatdirektivet. I forbindelse med afrapporteringen vurderes datagrundlaget for konklusionerne i fire kategorier:

- (1) Komplet overvågning eller et statistisk robust estimat
- (2) Primært baseret på ekstrapolation ud fra et begrænset datagrundlag
- (3) Primært baseret på ekspertvurderinger ud fra et meget begrænset datagrundlag
- (4) Ukendt

Hvis en parameter eller trend bliver vurderet usikker eller ukendt, kan det være medvirkende til, at bevaringsstatus ikke kan vurderes.

I det følgende præsenteres status for datagrundlaget ved den sidste afrapportering til EU i henhold til artikel 17 i habitatdirektivet for bilagsarterne med gentagne indsamlinger i en og samme overvågningsperiode. Fokus er i hvilket omfang, der har været tilstrækkeligt grundlag for at vurdere både bevaringsstatus og alle underliggende overvågningsparametre (udbredelse, bestand og levestedskvalitet samt de tilhørende trends). Tabel 2.1 er en præsentation af kvaliteten af data for arterne med gentagne indsamlinger ved sidste afrapportering (Fredshavn m.fl. 2025).

Udviklingen i udbredelsen af bred vandkalv og lys skivevandkalv var ukendt(usikker), fordi arterne kan overleve på et levested i mange år uden at blive fundet, da de er vanskelige at påvise med de anvendte metoder, især i år med små bestande.

Dernæst var bestandsudviklingen ukendt for både grøn buxbaumia, enkelt månerude og blank seglmos. Fordi grøn buxbaumia er lille og fordi den er kortlivet, har den tidligere været overset. Med overvågningen er der kommet fokus på arten, og antallet af fundsteder er steget betragteligt siden 2004, hvor den kun var kendt fra en enkelt lokalitet. Fund på mange nye lokaliteter er altså ikke udtryk for en stigende bestandsudvikling, men en bedre eftersøgning. Det betyder, at der først kan etableres en troværdig trend når den bedre eftersøgning er tilendebragt. På grund af den ringe højde, nedbidning på græssede lokaliteter og tidlig nedvisning samt artens evne til at overleve en periode under jorden uden at sætte overjordiske skud, er enkelt månerude meget let at overse. Ved sidste artikel 17 afrapportering kunne udviklingen i forekomstareal og bestand ikke bestemmes på grund af meget fluktuerende data. Der har, af flere omgange, været skiftet overvågningsmetode for blank seglmos. I 2019 blev der skiftet til en stikprøvebaseret tilgang. Derfor var bestandsudviklingen ukendt ved sidste rapportering.

For Stellas mosskorpion var alle parametre og trends ukendte på nær trenden af bestand. I det sidste tilfælde kunne det vurderes, at der blev fundet en øget forekomst (antal træer med fund), men denne værdi omsættes ikke til bestandsmål. For Stellas mosskorpion er de fleste parametre vurderet som ukendte, fordi den er svær at overvåge, og kun er fundet i et lavt antal træer.

Ud over deciderede datamangler er der også eksempler på, at vurderingerne er lavet med et meget begrænset datagrundlag (ekspertvurderinger). Det gælder således for grøn kølleguldsmed (levested), stor kærguldsmed (levested) sortplettet blåfugl (levested), eremit (udbredelse), grøn buxbaumia (bestand) samt for levestedsvurderingen af alle planter og mosser.

Tabel 2.1. Præsentation af vurdering ved sidste afrapportering i henhold til habitatdirektivet (Fredshavn mfl. 2025). Felter i grå angiver data, som ikke var tilstrækkelige til at lave en vurdering (udbredelse, bestand og levested). FV angiver gunstig bevaringsstatus, U1 er moderat ugunstig bevaringsstatus, U2 er stærkt ugunstig og XX angiver ukendt bevaringsstatus, og for trenden angives hhv. Stigende (I), Faldende (D), Stabil (S) og Ukendt (Unk). Felter markeret med farve angiver status for datagrundlaget som angivet her:

1. Komplet	2. Ekstrapoleret	3. Ekspertvurdering	4. Ukendt
------------	------------------	---------------------	-----------

Art	Biogeogra- fisk region	Udbredel- sesområde	Trend	Bestand	Trend	Levested	Trend	Bevarings- status	Overordnet trend
Grøn kølleguldsmed	ATL	U1	I	U2	S	U2	S	U2	I
Grøn kølleguldsmed	CON	U1	S	U2	I	U2	S	U2	I
Stor kærguldsmed	ATL	U2	I	U2	I	U2	Unk ^A	U2	S
Stor kærguldsmed	CON	U2	I	U2	I	U2	I	U2	I
Sortpletlet blåfugl	CON	U2	S	U2	I	U2	S	U2	I
Hedepletvinge	ATL	U2	I	U2	I	U2	I	U2	I
Hedepletvinge	CON	U2	D	U2	S	U2	I	U2	S
Natlyssværmer ^B	CON	XX	Unk	FV	Unk	XX	Unk	XX	Unk
Bred vandkalv	CON	U2	Unk	U2	S	U2	Unk	U2	Unk
Lys skivevandkalv	CON	U2	Unk	U2	S	U2	Unk	U2	Unk
Eremit	CON	U2	Unk	U2	S	U2	S	U2	S
Klokkefrø	CON	FV	I	U2	D	U2		S	U2
Grøn buxbaumia	ATL	FV	S	FV	Unk	U2	S	U2	S
Grøn buxbaumia	CON	FV	S	FV	Unk	U2	S	U2	S
Enkelt månerude	CON	U2	Unk	U2	Unk	U2	Unk	U2	Unk
Gul stenbræk	ATL	U1	S	U1	I	U2	D	U2	S
Gul stenbræk	CON	U1	S	U1	I	U2	D	U2	S
Fruesko	CON	U2	S	U2	D	U2	S	U2	D
Mygblomst	CON	U2	D	U1	I	U2	D	U2	D
Stellas mosskorpion	CON	XX	Unk	XX	S	XX	Unk	XX	Unk
Blank seglmos	ATL	U1	S	U1	Unk	U2	D	U2	D
Blank seglmos	CON	U1	S	U1	Unk	U2	D	U2	D

^AFørste gang observeret i denne biogeografiske region og derfor er der ikke en trend

^B Der var ingen data til rådighed ved denne afrapportering, men bestandsvurderingen er lavet ud fra registreringer i "Arter.dk"

3 Statistisk trendanalyse

I det følgende vil vi undersøge betydningen af gentagne dataindsamlinger for estimeringen af en trend, med andre ord om man kan se en forskel i den estimerede trend, hvis indsamlingsfrekvensen reduceres. Her medtages kun et udsnit af de omtalte arter, og det er primært de arter, hvor der er så stort datagrundlag, at det giver mening at lave en statistisk analyse.

3.1 Metodemæssig tilgang

Ikke alle arter vil blive analyseret på samme måde, eftersom deres forekomst, livscyklus og levested har betydning for både datamængde og type af data (tællemaal, udbredelse mm.). I det følgende har vi inddelt de relevante arter efter karakteristika af de data, der er til rådighed som følge af indsamlingsstrategi, artens levevis/økologi, omfanget af viden om arten og udviklingen de seneste år.

Den statistiske analysemetode beskrevet nedenfor tager højde for, at når man vurderer trend af populationer er sammensat af to faktorer, dels en generel (national) trend og dels en lokale variation som styres af lokale forhold. For en række arter ville en rå sammentælling af individer på landsplan betyde, at enkelte populationer vil være styrende for trenden på landsplan og, at trenden i små populationer ikke vil være af stor betydning. Guidelines for afrapportering af habitatdirektivet (DG Environment 2023) angiver, at trendanalyser af populationer ideelt bør være udregnet som en statistisk regression af en tidsserie. Fluktuationer er ikke en retningsbestemt ændring og derfor ikke en generel trend. Det er baggrunden for, at analysen nedenfor opdeler forandringer i en generel trend og en lokal variation (tilfældige svingninger på den enkelte lokation).

For grøn buxbaumia blev det, i den seneste artsrapport (Kjær m.fl. 2025), konkluderet at: "På grund af artens ringe størrelse og at den er kortlivet, har den tidligere været overset, men med overvågningen er der kommet fokus på arten, og antallet af fundsteder er steget betragteligt siden 2004, hvor den kun var kendt fra én lokalitet. Fund på mange nye lokaliteter er altså ikke udtryk for en stigende bestandsudvikling, men en bedre eftersøgning". Vi har på den baggrund valgt, at der i dette notat ikke bliver gennemført statistiske analyser for denne art.

Der er en række arter med meget lille udbredelse eller meget få observationer, som samtidig har en meget fluktuerende udbredelse/bestand over tid. Det omfatter arter som sortplettet blåfugl, Stellas mosskorpion, fruesko, bred vandkalv og lys skivevandkalv. Disse arter vil heller ikke blive analyseret statistisk.

Arter som er i stor fremgang omfatter hedepletvinge, eremit og grøn kølle-guldsmed. I denne statusrapport analyseres betydningen af en reduceret indsamlingsfrekvens for eremit.

Arter, hvor det i overvågningsrapporterne har vist sig, at der er stor variation i mængden af fund, omfatter arter som grøn buxbaumia, mygblomst, gul stenbræk, blank seglmos, lys skivevandkalv, bred vandkalv og stor kærguldsmed. Den store variation kan skyldes en skjult levevis eller meget fluktuerende fo-

rekomst. I denne rapport vurderes data i forhold til udviklingstendensens variabilitet mellem de enkelte forekomster (lokaliteter). Analyserne er gennemført for mygblomst, gul stenbræk, stor kærguldsmed og klokkefrø. Sidstnævnte art er et specialtilfælde, fordi der har været en meget intensiv forvaltningsindsats, som kan medvirke til, at bestandsopgørelserne bliver endnu mere variable.

Der vil være to forskellige beregningsmæssige tilgange som bestemmes af om data er udbredelsesdata eller tælledata. Selve analyserne er beskrevet i de følgende to afsnit (3.2 og 3.3). Det er i denne omgang kun trend ved reduceret indsamlingsfrekvens som behandles.

3.2 Analyser af tælledata

Data er indsamlet i artsprogrammet i NOVANA og består af tællinger af individer på flere stationer, hvor der kan være en del manglende værdier i tidsserien for den enkelte lokalitet. Den statistiske model bygger på en hierarkisk tilgang, hvor observationerne antages at følge en negativ binomial fordeling med log-link. Den negative binomialfordeling er valgt for at håndtere den øgede varians i forhold til Poissonfordelingen (overdispersion), som ofte forekommer i økologiske tælledata, samt sikre robusthed over for variation i tællinger, mens log-link sikrer, at det er den relative ændring i populationsstørrelsen som modelleres, samtidig med, at dynamikken i de små populationer vægtes relativt højere.

Den ukendte procesmodel beskriver forekomsten som en kombination af en landsdækkende lineær trend og en stationsspecifik stokastisk fluktuerende komponent modelleret som en random-walk. Hver station har et individuelt startpunkt, og udviklingen over tid modelleres som en sekvens af tilstande med normalfordelte ændringer omkring den fælles trend. Dette tillader både lokal variation og en samlet udvikling over tid.

Modelvalget er begrundet i ønsket om at adskille generelle tendenser fra lokale fluktuationer, samtidig med at der tages højde for usikkerhed og korrelationer over tid. Random-walk-komponenten giver fleksibilitet til at modellere ikke-lineære og uforudsigelige ændringer på stationsniveau, som fx de uforklarede asynkrone flerårige svingninger i populationsstørrelse som er observeret for flere arter. Den hierarkiske struktur muliggør samtidig estimering af både måle- og procesusikkerheder.

Fortolkning af den estimerede årlige ændring i populationsstørrelsen

De årlige ændringer estimeres i en log-linkmodel, hvilket betyder, at det er den relative ændring som estimeres.

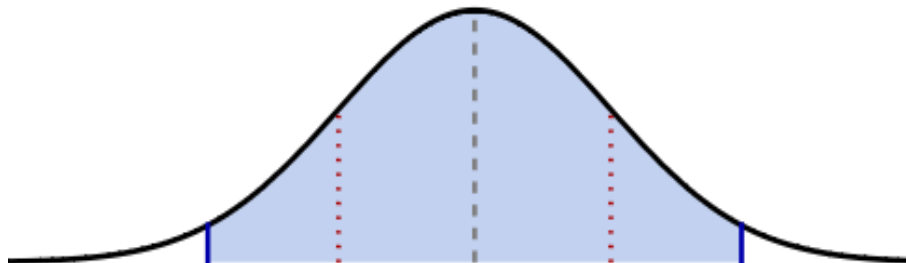
Hvis populationsstørrelsen til tiden 1 og 2 er henholdsvis y_1 og y_2 , og ændringen er a , så har vi at,

$$\ln(y_2) - \ln(y_1) = a \Rightarrow \frac{y_2}{y_1} = e^a.$$

For eksempel, hvis populationstørrelsen halveres, så er $e^a = 0.5 \Rightarrow a = \ln(0.5) = -0.69$. Hvis der ikke er nogen ændring i populationsstørrelsen, så er $a = 0 \Rightarrow e^a = 1$.

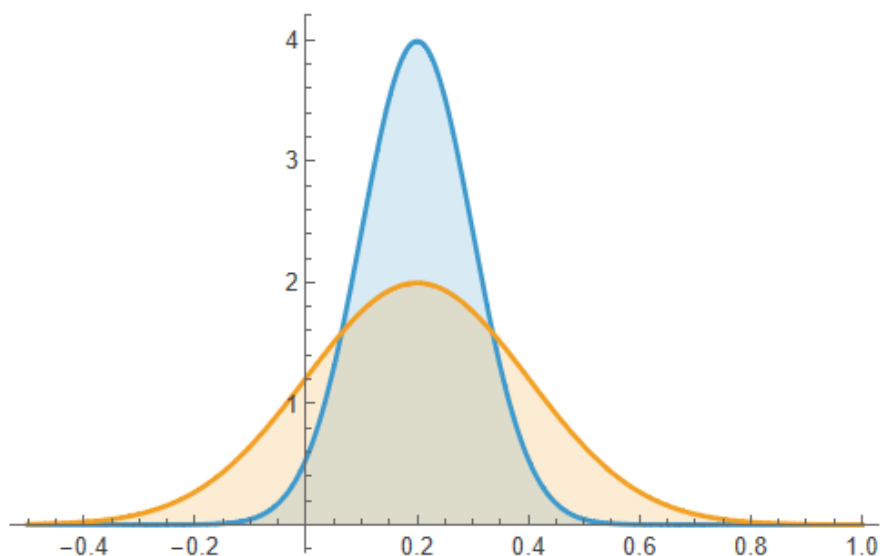
Vi har antaget, at den estimerede årlige ændring er asymptotisk normalfordelt, og usikkerheden på estimatet af den årlige ændring kvantificeres ved standardafvigelsen af estimatet (SD) eller 95% konfidensintervalkonfidensintervallet. I figur 3.1 er middelværdien vist ved en sort stiplede linje, middelværdien $\pm$ SD vist ved røde stiplede linjer, og 95% konfidens intervallet vist ved de blå linjer.

Figur 3.1. Teoretisk fremstilling af sammenhængen mellem de centrale parametre i den anvendte analyse.



Generelt gælder det, at hvis der er færre observationer, så stiger både SD og 95% konfidensintervallet. I figur 3.2 er det vist, hvordan en ændring på 0.2 er signifikant forskellig fra 0 for SD = 0.1 (blå kurve), men ikke for SD = 0.2 (gul kurve). Som tommelfingerregel kan man betragte ændringer som signifikante, hvis de er omtrent numerisk det dobbelte af SD eller halvdelen af længden på 95 % konfidensintervallet.

Figur 3.2. Teoretisk fremstilling af sammenhængen mellem to bestande med forskellig spredning. Den blå kurve har en SD på 0,1 og den orange en SD på 0,2.



Power analyse

For at undersøge, hvad effekten af at reducere hyppigheden af indsamlinger vil være på muligheden for at kunne dokumentere/sandsynliggøre en ændring i udbredelse eller population mellem to overvågningsperioder (trend) bliver der i det følgende gennemført en styrkeberegning/power analyse. Det er vigtigt for at kunne fastslå om udviklingen (trenden) for den enkelte parameter er stigende ($>12,5\%$), faldende ($<12,5\%$), stabil ($-12,5\%$ - $12,5\%$ ændring), usikker (data er for variable til at fastslå om der er en ændring) eller ukendt (ikke tilstrækkelige data). Størrelsesordenen af den enkelte kategori er fastsat i guideline for afrapportering i henhold til artikel 17 i habitatdirektivet (DG Environment 2022).

Der findes flere typer af power analyser, der kan anvendes:

1. Man kan fjerne år fra data, og genanalysere data (altså en situation, hvor man går fra den nuværende sampling til en mere ekstensiv indsamling). Det beskriver kort sagt: "Hvad sker der, hvis der var færre data til rådighed".
2. Man kan simulere nye data fra den datagenererende proces med forskellige tidsintervaller og forskellige landsdækkende lineære trends, som analyseres med den statistiske model. Denne tilgang anvender kun simulerede data, som beskriver modellens resultat under varierende forhold.
3. Man kan simulere nye data fra den datagenererende proces med forskellige tidsintervaller og forskellige landsdækkende lineære trends, som så analyseres sammen med de eksisterende data (altså en situation, hvor man går fra den nuværende indsamling til en mere intensiv sampling). Her beskrives altså modellen i det tilfælde, hvor der havde været flere data til rådighed.

Da vi i dette notat ønsker at undersøge, hvad der vil ske hvis datamængden reduceres (metode 1) og fordi random-walk-komponenten i den datagenererende proces er så betydelig at metode 2 vil give usikre simulerede data i de undersøgte tilfælde, anvendes metode 1.

Analyserne varierer i forhold til om basis for analysen er tælledata eller udbredelse (forekomstdata på kvadratsniveau). Den anvendte metode i forbindelse med udbredelsesdata præsenteres i afsnit 3.3.

3.3 Analyser af udbredelsesdata

Data er indsamlet i artsprogrammet i NOVANA og består af gentagne bestemmelser af, om en art forekommer i et givet område. For at analysere udbredelsen af arten over tid og på tværs af lokaliteter, er der opstillet en statistisk model baseret på en logistisk regression med tilfældige effekter.

Modellen estimerer sandsynligheden for tilstedeværelse af arten som en funktion af tid, hvor en fælles trend beskriver den overordnede udvikling over år. Derudover indgår lokalitetsspecifikke tilfældige effekter, som antages at være normalfordelte omkring en middelværdi med en estimeret standardafvigelse.

Fortolkning af den estimerede årlige ændring i forekomstsandsynlighed

De årlige ændringer estimeres i en logit-link model, som er specielt relevant til at modellere sandsynligheder, men desværre er der ikke nogen simpel sammenhæng med ændringer i forekomstsandsynligheder på en lineær skala.

Hvis forekomstsandsynligheden til tiden 1 og 2 er henholdsvis p_1 og p_2 , og ændringen er a , så har vi at,

$$\text{logit}(p_2) - \text{logit}(p_1) = a \Rightarrow p_2 = \frac{e^a p_1}{1 - (1 - e^a)p_1}.$$

Hvis der ikke er nogen ændring i forekomstsandsynligheden, så er $a = 0$.

I afsnit 3.4 gennemgås, for de arter, hvor der er gentagne indsamlinger i den enkelte overvågningsperiode og tilstrækkelig datamængde, en analyse hvor den generelle trend estimeres, sammen med betydningen af den lokale variation. Efterfølgende beregnes konsekvensen af at reducere antallet af indsamlinger ud fra de indsamlede data.

3.4 Resultater

I det følgende gennemgås muligheden for at reducere indsamlingsfrekvensen. Gennemgangen er fokuseret på hver enkelt art for sig. Det giver den styrke, at konklusionerne er sat i sammenhæng med artens biologi, overvågningsmetode og forvaltning. Det betyder til gengæld også, at vurderingerne er lavet forskelligt, sådan forstået, at det for nogle arter baseres på statistisk evidens og for andre gennemføres som en ekspertvurdering.

Der indgår nogle begreber i beskrivelsen af de statistiske analyser det kan være nyttigt at kende. Det omfatter således både "at modellen konvergerer", overdispersion og Q-Q-plot af Dunn-Smyth residualer. At en statistisk model konvergerer betyder, at modellen har fundet den bedste tilnærmelse i forhold til data. Dermed kan parameterverdierne bestemmes og tolkes og de er stabile. Overdispersion betyder, at variationen er større end modellen antager. Endelig er Q-Q-plot af Dunn-Smyth residualer en måde at bestemme, hvor godt diskrete data passer til de forventede værdier i en normalfordeling.

3.4.1 Mygblomst

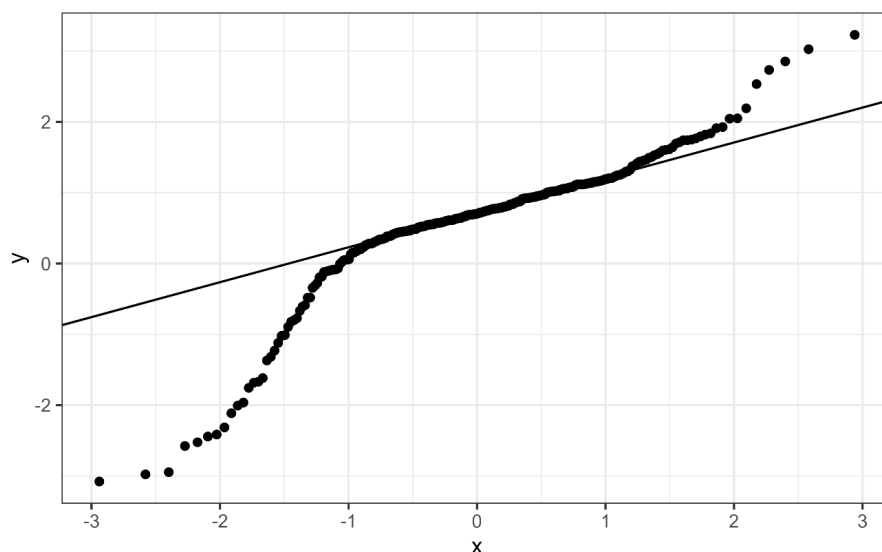
For mygblomst blev det observerede totale antal individer (summen af vegetative og blomstrende skud) på 21 stationer i perioden 2004 til 2024 analyseret. Modellen konvergerede, men et Q-Q-plot af Dunn-Smyth residualer indikerer, at datasættet har flere ekstreme værdier end forventet under den anvendte model med en negativ binomial fordeling som målemodel (Fig. 3.3), hvori der dog også blev estimeret en betydelig overdispersion ("size") (Tabel 31). Med andre ord; modellen kører som den skal, men der er afvigelse, når man kigger på modelvalideringsplottet.

Analysen viste, at antallet af skud af mygblomst falder signifikant (0 er ikke en del af konfidensintervallet) i perioden 2004-2024 (Tabel 3.1, estimat = -0.055 skud/år). De estimerede random-walk forløb for hver station er vist i Fig. 3.4, hvor man for flere stationer kan observere uforklarede asynkrone flerårige svingninger i populationsstørrelsen. De tilfældige svingninger i random-walk komponenten er ca. 8 gange større end den generelle trend på tværs af lokaliteter (Tabel 3.1), hvilket betyder, at de lokale svingninger er dominerende i år-til-år variationen. Med andre ord så er forandringerne bestemt af lokale forhold snarere end en generel forandring. Det fremgår også af Fig. 3.4, at der ikke er nogen betydelig ikke-lineær trend for ændringen i antallet af mygblomst på tværs af stationer.

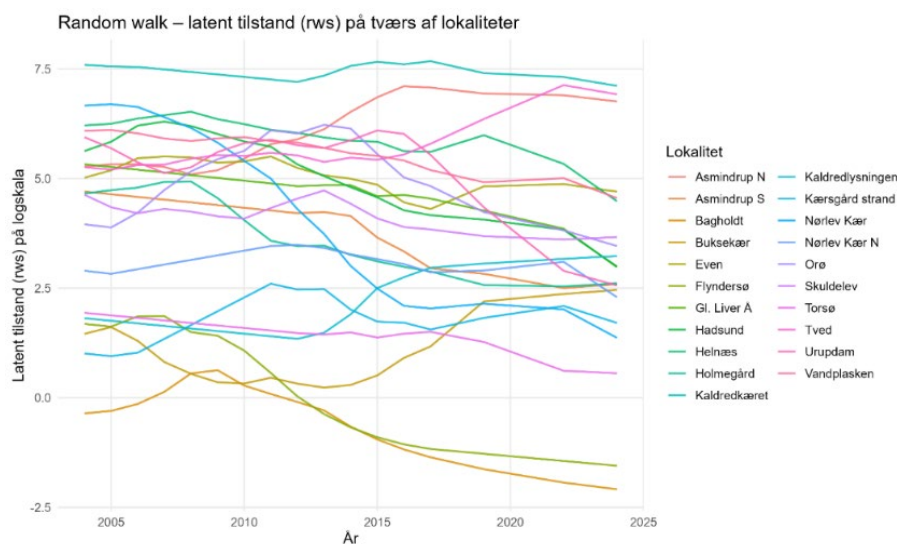
Tabel 3.1. Estimat angiver den relative ændring per år, SD er standardafvigelse på estimatet, og 2,5% og 97.5% angiver 95% konfidensinterval for de udvalgte parametre, hvor size angiver graden af overdispersion, og σ_{rw} er standardafvigelsen i random-walk processen.

Parameter	Estimat	SD	2.5%	97.5%
Trend	-0.055	0.025	-0.104	-0.005
Size	2.302	0.394	1.531	3.074
σ_{rw}	0.431	0.059	0.315	0.548

Figur 3.3. Q-Q plot af Dunn-Smyth residualer for skudantal af mygblomst. X-aksen angiver de forventede værdier ud fra normalfordelingen og y-aksen angiver de observerede værdier. Linien angiver fordelingen, hvis data var normalfordelte. Det viser, at der er flere ekstrem-værdier i begge ender i forhold til normalfordelingen.



Figur 3.4. Præsentation af den estimerede udvikling i skud af mygblomst over tid fordelt på de 21 lokaliteter.



I en power analyse hvor kun hvert sjette år blev anvendt (2004, 2010, 2016, 2022) blev der estimeret en negativ trend (-0.019), men den var ikke længere signifikant (konfidensinterval: -0.059, 0.022). Hvis hvert tredje år blev anvendt (2004, 2007, 2010, 2013, 2016, 2019, 2022), blev der ligeledes estimeret en negativ ikke-signifikant trend (-0.029; konfidensinterval: -0.066, 0.009). Så hvis man reducerer indsamlingsfrekvensen til hvert sjette eller hvert 3. år, så viser denne test, at evnen til at finde signifikante trends i populationsstørrelser falder.

3.4.2 Gul stenbræk

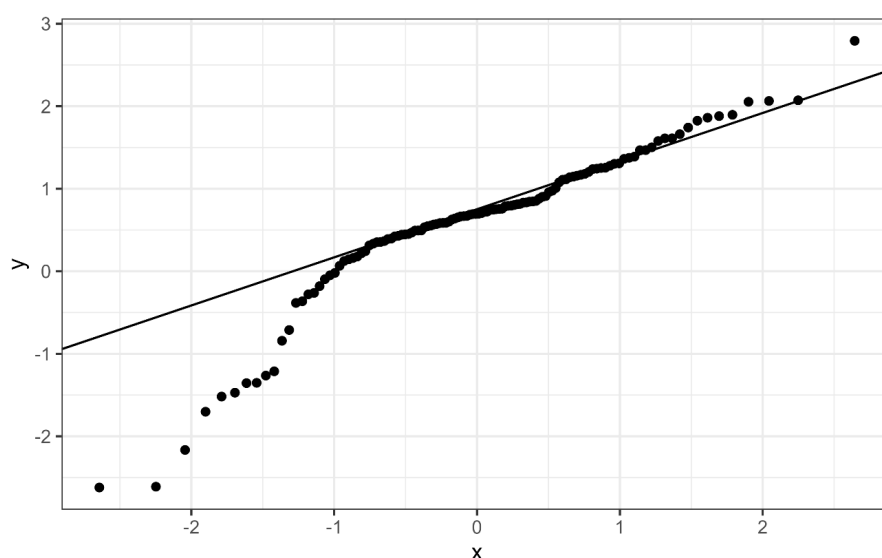
For gul stenbræk blev det totale antal individer observeret på 9 stationer i perioden 2004 til 2023 analyseret. Modellen for tælledata konvergerede, men et Q-Q-plot af Dunn-Smyth residualer indikerer, at datasættet har flere ekstreme værdier end forventet under den anvendte model med en negativ binomial fordeling som målemodel (Fig. 3.54), hvori der dog også blev estimeret en betydelig overdispersion (Tabel 3.2). Med andre ord; modellen kører som den skal, men der er afvigelser, når man kigger på modelvalideringsplottet.

Analysen viste, at antallet af gul stenbræk ikke viser signifikante ændringer over årene i perioden 2004-2023 (Tabel 3.2). De estimerede random-walk forløb for hver station er vist i Fig. 3.6, hvor man for flere stationer kan observere uforklarede asynkrone flerårige svingninger i populationsstørrelse. De tilfældige svingninger i random-walk komponenten er ca. 37 gange større end den deterministiske drift (Tabel 3.2), hvilket betyder, at fluktuationer på den enkelte lokalitet er dominerende i år-til-år variationen. Det fremgår også af Fig. 4.4, at der ikke er nogen betydelig ikke-lineær trend for ændringen i antallet af gul stenbræk på tværs af lokaliteter.

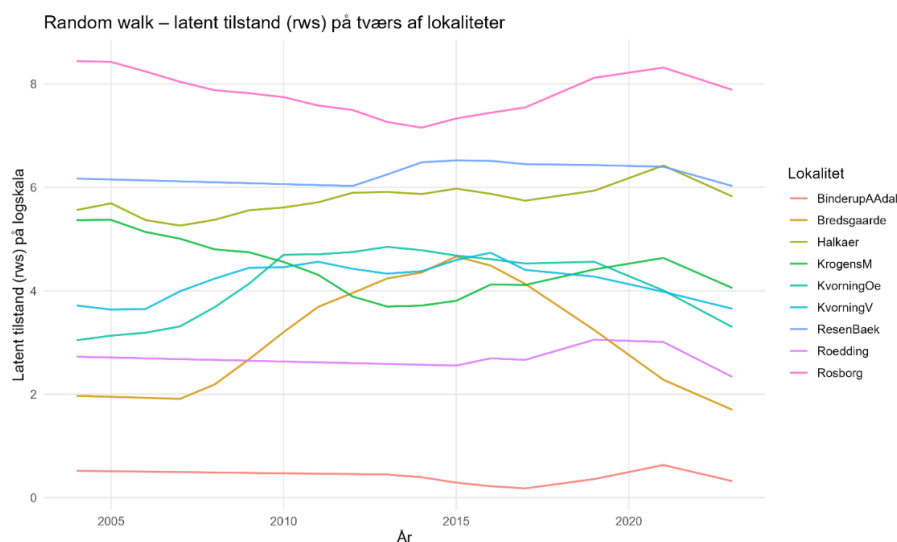
Tabel 3.2. Estimat angiver den relative ændring per år, SD er standardafvigelse på estimatet, og 2.5% og 97.5% angiver 95% konfidensinterval for de udvalgte parametre, hvor size angiver graden af overdispersion, og σ_{rw} er standardafvigelsen i random-walk processen.

Parameter	Estimat	SD	2.5%	97.5%
Trend	-0.011	0.045	-0.098	0.077
Size	2.452	0.886	0.715	4.19
σ_{rw}	0.406	0.146	0.12	0.692

Figur 3.5. Q-Q plot af Dunn-Smyth residualer for skudantal af gul stenbræk. X-aksen angiver de forventede værdier ud fra normalfordelingen og Y-aksen angiver de observerede værdier. Linien angiver fordelingen, hvis data var normalfordelte. Det viser, at der er flere ekstrem-værdier i den lave ende i forhold til normalfordelingen.



Figur 3.6. Præsentation af den estimerede udvikling i skud af gul stenbræk over tid fordelt på de 9 lokaliteter.



I en power analyse, hvor kun hvert sjette år blev anvendt (2004, 2010, 2016, 2022) blev der estimeret en ikke-signifikant positiv trend (0.289, konfidensinterval: -0.09, 0.667). Det er værd at bemærke, at den estimerede trend har ændret fortegn. Hvis hvert tredje år blev anvendt (2004, 2007, 2010, 2013, 2016, 2019, 2022), blev der ligeledes estimeret en ikke-signifikant positiv trend (0.113; konfidensinterval: -0.034, 0.261). Det vil sige, at denne art generelt ikke viste nogen signifikant trend, hverken ved fuld eller reduceret indsamling, men ved den reducerede indsamling skiftede trenden retning fra faldende til stigende.

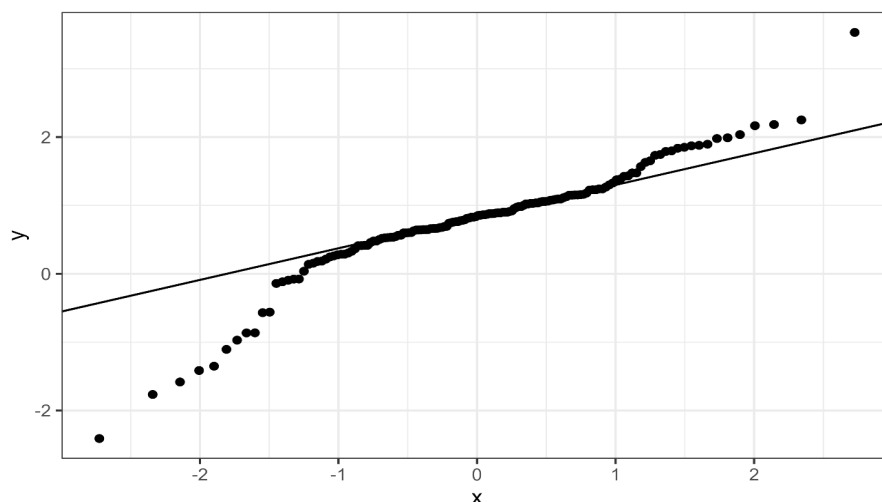
3.4.3 Klokkefrø

For klokkefrø blev det totale antal kvækkende individer på 28 stationer analyseret for perioden 2004 til 2024. Modellen kunne ikke fittes pga. den sparsomme indsamling over år på enkelte lokaliteter, så i stedet blev en simplere model uden tidsdynamik og med station som tilfældig effekt anvendt. Et Q-Q-plot af Dunn-Smyth residualer indikerer, at datasættet har flere ekstreme værdier end forventet under den anvendte model med en negativ binomial fordeling som målemodel (Fig. 3.7), hvori der dog også blev estimeret en betydelig overdispersion (Tabel 3.3). Analysen viste dermed en signifikant nedgang i antallet af klokkefrøer i perioden 2004-2024 og samtidig generelt en meget stor variation også mellem lokaliteter (Tabel 3.3).

Tabel 3.3. Estimat angiver den relative ændring per år, SD er standardafvigelse på estimatet, og 2.5% og 97.5% angiver 95% konfidensinterval for de udvalgte parametre, hvor size angiver graden af overdispersion, og $\sigma_{station}$ er standardafvigelsen af de tilfældige stationseffekter

Parameter	Estimat	SD	2.5%	97.5%
Trend	-0.047	0.012	-0.07	-0.023
Size	1.534	0.231	1.082	1.986
$\sigma_{station}$	1.875	0.316	1.255	2.495

Figur 3.7. Q-Q plot af Dunn-Smyth residualer for antal kvækende klokkefrø. X-aksen angiver de forventede værdier ud fra normalfordelingen og Y-aksen angiver de observerede værdier. Linien angiver fordelingen, hvis data var normalfordelte. Det viser, at der er flere ekstrem-værdier i den lave ende i forhold til normalfordelingen.



I en power analyse, hvor kun en tælling i hver 6-års periode blev anvendt (2004, 2009, 2015, 2024) blev der estimeret en ikke-signifikant negativ trend (-0.016, konfidensinterval: -0.066, 0.035). Det betyder, at hvis man reducerer indsamlingsfrekvensen til hvert sjette år, så viser denne test, at evnen til at finde signifikante trends i populationsstørrelser falder.

3.4.4 Eremit

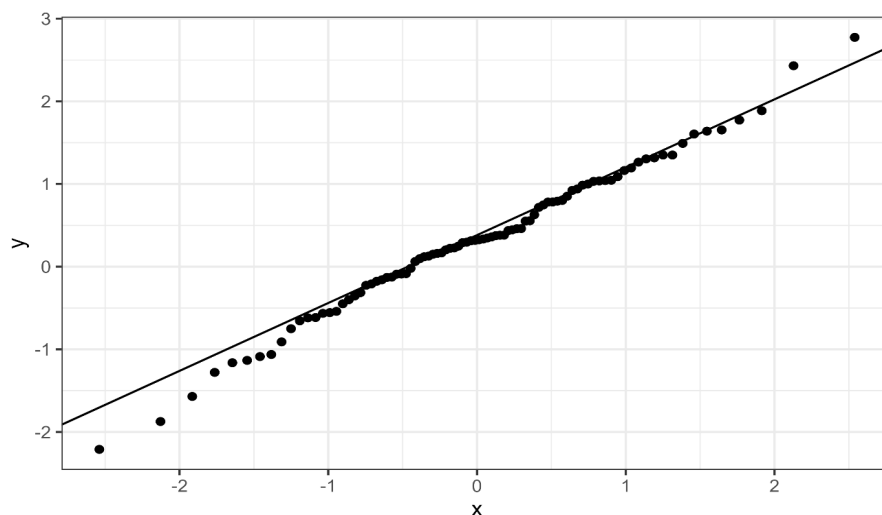
For eremit blev det observerede totale antal egetræer med eremitbille på 14 stationer for 8 dataindsamlinger i perioden fra 1999 til 2024 analyseret. Modellen kunne ikke fittes pga. den begrænsede datamængde over årene, så i stedet blev en simplere model uden tidsdynamik og med station som tilfældig effekt anvendt. Med andre ord så var der for få data til at inddrage den specifikke variation på den enkelte station over tid.

Et Q-Q-plot af Dunn-Smyth residualer indikerer, at datasættet kan beskrives med en negativ binomial fordeling som målemodel (Fig. 3.8), og der blev kun estimeret en begrænset overdispersion (Tabel 3.4). Analysen viste en signifikant stigning i antallet af eremit biller i perioden 1999-2024 (Tabel 3.4).

Tabel 3.4. Estimat angiver den relative ændring per år, SD er standardafvigelse, og 2,5% og 97.5% angiver 95 konfidensinterval for udvalgte parametre, hvor "size" angiver graden af overdispersion, og $\sigma_{station}$ er standardafvigelsen af de tilfældige stationseffekter.

Parameter	Estimat	SD	2.5%	97.5%
Trend	0.067	0.006	0.055	0.079
Size	23.389	13.612	-	-
$\sigma_{station}$	1.563	0.352	0.874	2.253

Figur 3.8. Q-Q plot af Dunn-Smyth residualer for antal træer med eremit. X-aksen angiver de forventede værdier ud fra normalfordelingen og Y-aksen angiver de observerede værdier. Linien angiver fordelingen, hvis data var normalfordelte. Plottet viser, at der er meget stor overensstemmelse med normalfordelingen.



I en power analyse, hvor kun en tælling i hver 6-års periode blev anvendt (2004, 2012, 2018, 2024) blev der estimeret en signifikant positiv trend (0.088, konfidensinterval: 0.07, 0.106). Det viser, at en reduceret indsamling (hvert sjette år) giver en sammenlignelig trend, men med større varians.

3.4.5 Stor kærguldsmed

For stor kærguldsmed blev de observerede forekomster på 106 områder for 8 år i perioden 2004 til 2023 analyseret. Resultaterne viser en ikke-signifikant negativ trend over tid. Variationen mellem lokaliteter er betydelig, som afspejlet i størrelsen af $\sigma_{station}$ (Tabel 3.5)

Tabel 3.5. Estimat angiver den relative ændring per år, SD er standardafvigelse, og 2,5% og 97.5% angiver 95 konfidensinterval for udvalgte parametre, hvor $\mu_{station}$ angiver stationernes middelværdi, og $\sigma_{station}$ er standardafvigelsen af de tilfældige stationseffekter.

Parameter	Estimat	SD	2.5%	97.5%
Trend	-0.003	0.042	-0.086	0.08
$\mu_{station}$	0.147	0.738	-1.299	1.593
$\sigma_{station}$	2.194	0.639	0.942	3.447

I en power analyse, hvor kun hvert sjette år blev anvendt (2004, 2011, 2017, 2023) blev der estimeret en ikke-signifikant positiv trend (0.016, konfidensinterval: -0.052, 0.084). Det er værd at bemærke, at den estimerede trend har ændret fortegn når indsamlingshyppigheden er reduceret. Det vil sige, at denne art generelt ikke viste nogen signifikant trend, hverken ved fuld eller reduceret indsamling, men ved den reducerede indsamling skiftede trenden retning fra faldende til stigende.

3.5 Opsamling

Modelvalget var begrundet i ønsket om at adskille generelle tendenser fra lokale fluktuationer. Random-walk-komponenten beskriver de uforklarede (tilfældige) ændringer på stationsniveau og trenden angiver den generelle udvikling. Resultaterne af de gennemførte analyser er gengivet i tabel 3.6, hvor det fremgår, at den lokale variation typisk er meget større end den generelle trend for alle stationer. "Random walk SD" udtrykker forskelle i den lokale trend. "SD-station" udtrykker ikke en trend for stationen, men den variation

der er mellem alle stationer. Resultaterne dokumenterer overbevisende, at reduceret indsamlingsfrekvens reducerer den statistiske styrke til at detektere trends i datasæt med høj lokal variation. Det er imidlertid væsentligt, at analysen primært vurderer signifikans af lineære trends og ikke adresserer sandsynligheden for registrering på de lokaliteter, hvor arten faktisk forekommer eller mere komplekse dynamiske forløb. For flere arter, herunder eremit, viser analysen samtidig, at trendbestemmelsen kan være robust over for reduceret frekvens. Det understreger behovet for en artsdifferentieret vurdering fremfor generelle anbefalinger.

Tabel 3.6. Oversigt over trenden for de 5 udvalgte arter ved forskellige indsamlingsstrategier (frekvens). Felter markeret med orange er ikke-signifikante sammenhænge. Interval er tidsperioden mellem indsamlinger. Den lokale variation udtrykkes ved standardafvigelsen af random walk værdierne eller stationsværdierne.

Art	Trend			lokal variation	
	Interval, år			SD-random walk	SD-station
	1-2	3	6		
Mygblomst	-0,055	0,029	0,019	0,431	
Gul stenbræk	-0,011	0,113	0,289	0,406	
Klokkefrø		-0,047	-0,016		1,875
Eremit		0,067	0,088		1,563
Stor kærguldsmed		-0,003	0,016		2,194

Det fremgår, at en reduceret frekvens af indsamlinger vil betyde, at den generelle udvikling bliver mere usikkert bestemt. I de præsenterede analyser bliver hovedparten af udviklingstendenserne ikke-signifikante, hvis indsamlingsfrekvensen reduceres. Det vil altså blive sværere at dokumentere ændringer hvis frekvensen reduceres. Når den største variation samtidig er betinget af lokale forhold, kan det medføre, at negative udviklingstendenser skjules. For flere af arterne gælder det, at én eller ganske få lokaliteter er dominerende. Med den store fluktuerende variation mellem lokaliteter, der er vist for de analyserede arter, er det vigtigt at forholde sig til, hvad en reduktion i dataindsamling vil betyde. Hvis en delbestand er lille, kan sandsynligheden for lokal uddøen være stor. Det er derfor vigtigt at have fokus på lokale forandringer for eventuelt at lave forvaltningstiltag, der modvirker risikoen for lokal uddøen. Det er vigtigt, fordi EU-habitatdirektivet forpligter medlemslandene til at iværksætte bevaringsforanstaltninger for at opretholde eller genoprette naturlige levesteder for bilag II arter (Artikel 6 i Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20250714>). Med en reduceret indsamlingsstrategi vil der gå længere tid før man med baggrund i data kan erkende/godtgøre at en sådan indsats er nødvendig. I den situation, hvor en art uddør lokalt, kan det være svært for den at genetablere sig. Det vil afhænge af afstanden til andre delbestande og artens spredningsevne.

4 Betydning af en reduceret indsamlingsfrekvens

I afsnit 2 blev det gennemgået, i hvilket omfang de enkelte arter med gentagen indsamling opfyldte habitatdirektivets krav til afrapportering i den nuværende dataindsamling (Fredshavn m.fl. 2025). I det følgende diskuteres, hvordan en reduceret frekvens af indsamlinger vil påvirke datagrundlaget og muligheden for at vurdere bevaringsstatus for den enkelte art ved fremtidige afrapporteringer. Hver enkelt art gennemgås, idet vurderingen afhænger af en række forhold som varierer mellem arter og som har betydning for databehovet. Disse forhold omfatter:

- Eksisterende vidensgrundlag
- Overvågningshistorik
- Artens hyppighed/udbredelse og variabilitet
- Levevis og indsamlingseffektivitet
- Omfang af forvaltningsindsats over tid

4.1 Grøn buxbaumia

Grøn buxbaumia er en lille bladmos, som let overses i felten. Hos grøn buxbaumia er selve planten uanseelig, mens sporehuset på sporehusstilken kan blive op til 1,5 cm lang. De aflangt ægformede sporehuse kommer frem hen på efteråret og er grønne indtil lige før modning i foråret, hvor de bliver lysebrune.

Det eneste observerbare stadium af grøn buxbaumias livscyklus er de grønne sporehuse med tilhørende sporehusstilke. Det er ikke muligt i felten at afgøre, om et sporehus repræsenterer ét individ, eller om et individ sætter flere sporehuse. Overvågningen udføres ved en optælling af sporehuse (eller sporehusstilke, hvis sporehuset mangler) og antallet af sporehuse bruges som et mål for bestandsstørrelsen.

Grøn buxbaumia synes umiddelbart i fremgang, men fremgangen skyldes et bedre kendskab til grøn buxbaumias morfologi, biologi, fænologi og økologi samt en målrettet eftersøgning på egnede voksesteder. På trods af de mange nyopdagede levesteder for grøn buxbaumia er den stadig én af de arter, vi ved for lidt om til at kunne vurdere dens aktuelle status.

Grøn buxbaumia blev ved sidste overvågning i 2023 eftersøgt på 71 lokaliteter og fundet på 43 af disse. På grund af artens ringe størrelse og fordi den er kortlivet, har den tidligere været overset, men med overvågningen er der kommet fokus på arten, og antallet af fundsteder er steget betragteligt siden 2004, hvor den kun var kendt fra en enkelt lokalitet. Fund på mange nye lokaliteter er altså ikke udtryk for en stigende bestandsudvikling, men for en bedre eftersøgning. Det betyder, at der først kan estimeres en troværdig trend, når den bedre eftersøgning er gennemført i 2 overvågningsperioder. Det anbefales derfor, at indsamlingsfrekvensen fastholdes. Denne anbefaling kan eventuelt evalueres på et senere tidspunkt.

4.2 Blank seglmos

Blank seglmos er siden 2006 blevet overvåget intensivt i alle kendte bestande og eftersøgt på et større antal potentielle lokaliteter. I anden programperiode blev arten overvåget hvert tredje år på henholdsvis 30 og 38 lokaliteter. Arten er eftersøgt uden fund på yderligere 16 lokaliteter. I tredje programperiode blev blank seglmos observeret på henholdsvis 41 og 46 lokaliteter. Arten er eftersøgt på yderligere 38 lokaliteter i 2018/2019 og 31 i 2021/2022. Nye lokaliteter er blevet opdaget i forbindelse med anden overvågning eller via Citizen science, og de er løbende blevet inddraget i overvågningen. Antallet af kendte bestande og levesteder er således øget siden 2006.

Blank seglmos er i 2021/2022 fundet i næsten alle de bestande og på de lokaliteter, hvor arten har været overvåget siden 2006. Eftersøgningen af levesteder i de to første programperioder har ført til fund af nye bestande. Blank seglmos har formodentlig vokset på disse lokaliteter længe, og er overset fordi dens små skud kan være svære at erkende i mos-laget, særligt på lokaliteter under tilgroning. I tredje programperiode har eftersøgningen også ført til fund af tre nye bestande. Da metoden for opgørelse af skudtæthed er en stikprøve og ikke en fuld optælling, og da præcisionen af GPS-en kan variere, kan der være lokalitetsforskelle i hvor meget variation, der introduceres ved, at der ikke optælles præcis det samme sted gentagne gange.

Der har været skiftet overvågningsmetode ad flere omgange. I 2019 blev der skiftet til en stikprøvebaseret tilgang. Når der har været flere indsamlinger, kan man lave en troværdig trendanalyse af bestandene, men på nuværende tidspunkt kan frekvensen ikke reduceres uden, at det påvirker muligheden for at estimere trenden til den kommende artikel 17 rapportering. Det kan derfor ikke på nuværende tidspunkt anbefales at reducere indsamlingsfrekvensen for denne art. I den seneste artikel 17 rapportering var trenden rapporteret ukendt pga. metodeskiftet.

4.3 Sortplettet blåfugl

I de seneste 10 år er sortplettet blåfugl registreret på tre lokaliteter i ét UTM-kvadrat. Selvom bestanden tilsyneladende har stabiliseret sig, må arten fortsat betegnes som sårbar med henvisning til den ringe bestandsstørrelse og den meget begrænsede udbredelse (Kjær m.fl. 2025).

Der gennemføres i disse år målrettede tiltag med henblik på at sikre og udvide artens levesteder på Møn. Det er således målet, at sortplettet blåfugl på sigt vil spredes til nærliggende områder og dermed øge bestandens størrelse og udbredelse.

Den seneste afrapportering i henhold til habitatdirektivets artikel 17 viser at ved den nuværende frekvens af indsamlinger er det muligt at rapporterer bevaringsstatus for sortplettet blåfugl (Fredshavn m.fl. 2025). Det vil formodentlig også være muligt at imødekomme de formelle krav til afrapportering af sortplettet blåfugl i henhold til artikel 17 med en reduceret indsamlingsfrekvens. Det vil dog være med et forbehold. EU-habitatdirektivet forpligter medlemslandene til at fastsætte indsatser for bilag II arter for at opnå gunstig bevaringsstatus. Med artens begrænsede antal populationer og udbredelse vil det være nødvendigt at fortsætte den hyppige dataindsamling for at forvaltningsindsatsen tidsnok kan kompensere for en eventuel tilbagegang. Det er derfor vores anbefaling at videreføre den nuværende overvågningsfrekvens.

4.4 Fruesko

Fruesko er en op til 40 cm høj, flerårig urt. Den har en underjordisk, vandret krybende, forgrenet jordstængel. En jordstængel er i stand til at sætte flere overjordiske skud, der kan blomstre og sætte frugt eller forblive vegetative.

De overjordiske skud danner sammen med den tilhørende jordstængel en klon (Kull 1987, 1999, Kull & Kull 1991). Fruesko har derved både en generativ og en vegetativ formeringsstrategi.

Fruesko overvåges på to lokaliteter (Skindbjerg og Buderupholm) i et UTM-kvadrat. Skindbjerg-bestanden udgør omtrent 90% af den nationale bestand, mens Buderupholm-bestanden udgør de resterende 10%. Fruesko er siden 1987 eftersøgt i disse to bestande. Efter et dyk i bestandene i 2017 øgedes antallet af skud i 2019 for derefter at falde igen i 2021 og 2023 til det laveste antal siden 2004. Andelen af blomstrende skud var i 2021 især lav for Skindbjerg, og det lave tal for Skindbjerg resulterede i det laveste antal registrerede blomstrende skud nationalt set for perioden 2004-2021 og en samlet bestandsstørrelse, der svarede til 2004-niveau.

Den seneste afrapportering i henhold til habitatdirektivets artikel 17 viser at ved den nuværende indsats er det muligt at rapporterer bevaringsstatus for fruesko (Fredshavn m.fl. 2025). Det vil formodentligt også være muligt at opfylde de formelle krav til afrapporteringen af fruesko i henhold til artikel 17 med en reduceret indsamlingsfrekvens. Det vil dog være med et forbehold. EU-habitatdirektivet forpligter medlemslandene til at fastsætte indsatser for at opnå gunstig bevaringsstatus. Med artens meget begrænsede udbredelse vil det være nødvendigt at fortsætte den hyppige dataindsamling for at forvaltningsindsatsen tidsnok kan kompensere for en eventuel tilbagegang. Det er derfor vores anbefaling at videreføre den nuværende overvågningsfrekvens.

4.5 Stor kærguldsmed

Stor kærguldsmed yngler især i rene, næringsfattige eller svagt næringsrige søer og vandhuller, men findes også ved brunvandede skovsøer og ved gamle, delvis tilgroede tørvegrave med surt vand, hvor der er solrige lokaliteter med rig vegetation af vandplanter og tørvemosser (Sternberg & Buchwald. 2000). Udgangspunktet for overvågningen er at følge ændringer i udbredelsen på 10 x 10 km kvadrat niveau og i antal lokaliteter (Hansen & Kjær 2025).

Ynglehabitaterne er kendetegnet ved at være små, solbeskinnede, næringsfattige habitater i søer, damme, moser og fattigkær, hvor der er et lavvandet område med rig undervandsvegetation. Vegetationen er blandt andet karakteriseret ved forekomst af blærerod og hornblad. Herudover skal der være mange tørve- og bladmosser (Wildermuth 1992, Sternberg & Buchwald 2000 og Rannaph et al. 2011). Der må ikke være en stejl brink og bredvegetationen må ikke være så høj, at den skygger (overstiger 1 m) (Harabis & Dolny 2012). Der skal være træer eller buske i nærheden, men dog ikke så tæt på, at de skygger habitatet (Rannaph et al. 2011). Endelig undgår arten at yngle i habitater med mudret bund (Rannaph et al. 2011). Vanddybden må ikke overstige 50-80 cm (Harabis & Dolny 2012 Sternberg & Buchwald 2000). Det har vist sig, at det er negativt, hvis habitatet er permanent vanddækket (Siblova 2021). Populationens overlevelse er ikke kun afhængig af kvaliteten af det enkelte ynglehabitat men er, til en vis grad, også afhængig af tilstedeværelsen af andre ynglehabitater. Det skyldes, at kravene for ynglehabitatet er så omfattende, at et habitat

ikke nødvendigvis opfylder kravene hvert år. Det kan skyldes, at der sker vandstandsændringer mellem år. Det er derfor vigtigt, at der er flere habitater til stede i nærheden (Harabis & Dolny 2012; Rannah et al. 2011). Overlevelse er altså delvist afhængig af tilstedeværelsen af flere egnede lokaliteter.

For stor kærguldsmed blev de observerede forekomster på 106 områder i perioden 2004 til 2023 analyseret (Afsnit 3.4.5). Resultaterne viste en ikke-signifikant negativ trend i lokalitetsantal over tid. Variationen mellem lokaliteter er betydelig, som afspejlet i størrelsen af $\sigma_{station}$. Der har ikke været substantielle forandringer i overvågningsmetoden siden 2011, men der var en forøget eftersøgning i 2022-2023 baseret på tidligere fund og registreringer i Arter.dk som resulterede i stigende antal lokaliteter med fund som svarer til den forøgede eftersøgningsaktivitet.

Den seneste afrapportering i henhold til habitatdirektivets artikel 17 viser at ved den nuværende indsamlingsfrekvens er det muligt at rapporterer bevaringsstatus for fruesko (Fredshavn m.fl. 2025). Det vil formodentligt også være muligt at afrapportere stor kærguldsmed i henhold til artikel 17 med en reduceret indsamlingsfrekvens. Det vil dog være med det forbehold at de mangeartede krav, som denne art stiller til omgivelserne, vil det være svært at tilpasse en eventuel forvaltning, hvis der ikke er regelmæssige registreringer af eventuelle forandringer for arten. På den baggrund anbefales det at fastholde indsamlingsfrekvensen.

4.6 Bred vandkalv og lys skivevandkalv

Begge arter har en meget spredt forekomst, og bred vandkalv findes kun på Bornholm. Arterne behandles sammen fordi de indsamles med de samme metoder og deler mange livscyklusparametre. De eftersøges på alle kendte lokaliteter med forekomst i NOVANA eller med løsfund siden 2004. Desuden vælges lokaliteter i habitatområder, hvor bred vandkalv og/eller lys skivevandkalv indgår i udpegningsgrundlaget. Overvågningen har vist, at forekomsterne kan variere mellem år og mellem nærtliggende søer. Manglende forekomst i et givent år er ikke nødvendigvis udtryk for lokal uddøen, men afspejler snarere artens lave tæthed og store årlige variation. Da arterne eksisterer i små bestande og med bestande, der svinger meget mellem år, kan de være vanskelige at overvåge med fysiske overvågningsmetoder, som fældefangst og ketsjning, og de kan forekomme uden at blive opdaget i flere år (Nijssen et al 2022).

4.6.1 Bred vandkalv

Bred vandkalv kan forekomme på en lokalitet i mange år uden at blive opdaget. I Holland blev den genfundet i et vandhul i 2005 efter sidst at være fundet i 1967 (van Dijk 2006). Det er dog også muligt, at den er genindvandret, da arten er i stand til at flyve langt. Uanset årsagen viser det, at der i nogle tilfælde kræves grundig eftersøgning for at konstatere, om arten er til stede på en given lokalitet. Forsøg med fangst-genfangst metoder har vist, at den på denne måde estimerede bestand, varierede med 85 % mellem to undersøgelser med seks års mellemrum (Nijssen et al 2022). Måske er variation mellem årene årsagen til, at den ikke blev fundet i NOVANA-overvågningen af Bastemose i 2021, mens der uden for NOVANA-programmet var fund i 2021 (Michael Stoltze, pers. komm.) samt flere fund i 2023 (Arter.dk).

Med kun det ene sikre, stabile levested i Almindingen på Bornholm er det klart, at den er sårbar over for ændringer i levestedets forhold, hvad enten disse er menneskeskabte eller naturskabte.

4.6.2 Lys skivevandkalv

Samlet set er antallet af kvadrater med fund steget fra fire i 2021/22 til fem i 2024, hvilket afspejler både nye lokaliteter på Bornholm og genfund i Jylland. Det er uvist, om dette er udtryk for en egentlig fremgang, da arten er vanskelig at påvise med de anvendte metoder, især i år med små bestande. I den seneste Artikel 17 rapportering blev bevaringsstatus for lys skivevandkalv vurderet som stærkt ugunstig (Fredshavn et al 2025). Det, at den formentlig på alle levesteder findes i små bestande, er formentlig hovedårsagen til, at den ikke hvert år bliver fundet på den enkelte lokalitet.

4.6.3 Konklusion

Det er vigtigt at videreføre de gentagne indsamlinger indenfor en enkelt overvågningsperiode fordi disse to arter har en lav sandsynlighed for fangst og muligvis hyppige ændringer i forekomst. For at sikre en troværdig registrering af arternes forekomst inden for den enkelte overvågningsperiode er det derfor nødvendigt med flere gentagne besøg.

4.7 Stellas mosskorpion

Stellas mosskorpion overvåges ved at undersøge hulheder i træer, herunder stormfaldne træer og nedfaldne grene på lokaliteter med kendte og potentielle levesteder for arten. (Søgaard m.fl. 2023). Overvågningen er desuden i 2018 blevet udvidet/måltrettet mod at dokumentere udbredelsen ved også at undersøge flispladser for veterantræer, og skadede og væltede træer i forbindelse med stormfald. Det giver mulighed for at identificere levesteder, der ikke er tilgængelige ved de traditionelle dataindsamlinger. Der har været en forøget forekomst af Stellas mosskorpion siden 2018. Udviklingen afspejler derfor sikkert primært en øget indsats og tilfældig blotlæggelse af hulheder snarere end bestandsvækst. Det er således mere artens totale udbredelse, der er ved at blive bestemt, end det er tendenser på enkeltlokaliteter. Arten kan kun genfindes på en lokalitet, hvis der er opstået en skade, som blotlægger et levested og gør det muligt at tilgå det. Fund af arten er således baseret på en høj grad af tilfældighed, og afhænger herudover af, om der er en inventør på det rigtige tidspunkt og på det rigtige sted. Med metodeskiftet er der kommet et forøget fund, men i Artikel 17 rapporteringen blev bevaringsstatus for Stellas mosskorpion vurderet som ukendt, fordi den er svær at overvåge, og den kun er fundet i et lavt antal træer (Fredshavn et al. 2025). Det anbefales derfor, at den gentagne overvågning inden for den enkelte overvågningsperiode fortsætter.

4.8 Enkelt månerude

Enkelt månerude er en op til 10 cm høj, flerårig bregne. Enkelt månerude optræder enten som generative planter med en løvbladdel og en sporehusbærende del, eller som vegetative planter med et løvblad. De er som udgangspunkt resultatet af sporespiring, men kan også være regenerative planter efter dannelsen af sporehuse året før. De enkelte planter kan forblive underjordiske i et ukendt antal år, og de er i stand til at skyde frem året efter, hvis de bliver bidt ned.

På grund af den ringe højde, nedbidning på græssede lokaliteter, tidlig nedvisning, samt artens evne til at overleve en periode under jorden uden at sætte overjordiske skud, er den meget let at overse. Data er derfor meget variable, og en reduktion af indsamlinger vil betyde, at det bliver meget svært at dokumentere forekomst og udvikling. Ved sidste artikel 17 afrapportering kunne udviklingen i forekomstareal og bestand ikke bestemmes på grund af meget fluktuerende data. Hvis en trend bliver vurderet usikker, kan det være medvirkende til, at bevaringsstatus ikke kan vurderes. Det anbefales derfor at opretholde den nuværende overvågning, for at forbedre muligheden for at få en fyldestgørende afrapportering.

4.9 Grøn kølleguldsmed

Overvågningen af grøn kølleguldsmed sker ved visuel observation af voksne individer i flyvetiden. Det er ikke muligt at estimere bestandsstørrelser på baggrund af overvågningsmetoden, så bestandens udbredelse (antal lokaliteter/UTM kvadrater) anvendes som en grov indikation for ændringer i bestandsstørrelse. Der har ikke været større ændringer i overvågningsmetoden siden starten. Grøn kølleguldsmed har øget sin udbredelse siden 2011 og fortsætter sin fremgang i Danmark. Ved sidste afrapportering til EU var der ingen datamangler for denne art. Med en markant stigning i både antal lokaliteter og UTM-kvadrater er arten på vej mod en mere gunstig status (Kjær m.fl. 2025). På den baggrund kan det overvejes at reducere antallet af indsamlinger for denne art til en gang per overvågningsperiode. Forbeholdet ligger i, at der ikke ligger nogen egentlig analyse af data bag forslaget. I fald at arten efterfølgende går tilbage kan indsamlingsfrekvensen øges igen.

4.10 Hedepletvinge

Hedepletvinge har haft en øget udbredelse siden overvågningens begyndelse i 2004 og opnåede i 2019 sin hidtil største udbredelse. I 2015 udgik registrering af flyvende individer, og arten registreres nu udelukkende ved antal larvespind på lokaliteten. Overvågningsresultaterne for 2022 viser forholdsvis stor tilbagegang i forhold til 2019. Dog skal det påpeges, at hedepletvinge i 2019 havde sin største registrerede forekomst. Arten er, i forhold til sin udbredelse i 2015, i 2022 fundet i yderligere to 10 × 10 km kvadrater. Bestanden (antal larvespind per m²) er i samme periode gået tilbage. Tilbagegangen i udbredelsen fra 2019 til 2022 vurderes reel, men kan ikke sættes ind i en egentlig tidslig udviklingstrend for den totale overvågningsperiode for hedepletvinge.

Som nævnt blev den tekniske anvisning ændret i 2015, sådan at den inkluderer en opgørelse af antal larvespind på lokaliteten. Dette muliggør, at der kan udledes en trend i bestandsudviklingen fra 2015 og frem. For at få en troværdig trend efter principperne i guidelines for afrapportering i henhold til habitatdirektivets artikel 17 (DG Environment 2024) vil det kræve, at der bliver indsamlet flere gange for at danne en statistisk troværdig trend (trendanalyser af populationer bør ideelt være udregnet som en statistisk regression af en tidsserie), blandt andet fordi det har vist sig, at der er store bestandsfluktuationer. Det anbefales derfor at den nuværende indsamling fortsætter så der kan laves en balanceret statistisk analyse for 2 overvågningsperioder.

4.11 Eremit

Eremit er en varmekrævende art, der lever af vedsmuld i ældre hule træer. Den er i Danmark tæt på sin nordlige grænse, da larvens udvikling er temperaturbegrænset. Larven tager kun føde til sig, når døgnets gennemsnitstemperatur er 13°C og derover (Maurizi et al. 2017). Dette opnås i Danmark bedst, hvor større træer står lysåbent. Under danske forhold må man forvente, at larvens udvikling tager mindst tre år. Den er blevet stadigt mere sjælden som følge af, at dens levested bliver sjældnere, så den får svært ved at finde nye levesteder i takt med, at de træer den lever i går til. Aktuelt er den kun kendt fra Lolland og Sjælland. I Danmark er der i alt 13 lokaliteter med tilsammen omkring 270 træer, der huser arten.

Den nuværende overvågningsmetode består i at indsamle vedsmuld i hulheder op til 6 m over jordens overflade i kendte eremittræer og tilsvarende potentielle træer med formuldningskamre (Søgaard et al. 2018).

Den statistiske analyse af data (afsnit 4.4.4) viste en signifikant stigning i antallet af træer med eremit biller. I en power analyse, hvor tilnærmelsesvis hver sytten år blev anvendt (2004, 2012, 2018, 2024) blev der estimeret en signifikant positiv trend (0.088, konfidensinterval: 0.07, 0.106). Den statistiske analyse indikerer således, at trendestimationen for eremit er relativt robust over for reduceret indsamlingsfrekvens. Imidlertid indebærer arten og overvågningsmetoden en ikke ubetydelig risiko for falske negative fund på lokalitetstræer. Gentagne registreringer øger sandsynligheden for korrekt påvisning og dermed kvaliteten af datagrundlaget for både udbredelse og forvaltningsbeslutninger. En eventuel reduktion i indsamlingsfrekvens bør derfor afvejes mod behovet for sikker registrering af forekomst på lokalitetsniveau.

Data understøttede ikke en model med tidslig dynamik. Det betyder, at datamængden og datastrukturen er utilstrækkelig til at estimere en sådan model.

Den begrænsede tidslige opløsning og det lave antal gentagne målinger per lokalitet medfører, at mere komplekse modeller med tidsafhængighed ikke kan estimeres robust. Analysen er derfor i praksis begrænset til at vurdere en overordnet trend, mens eventuelle kortvarige eller diskrete ændringer i populationsdynamikken ikke kan identificeres. Dette indebærer, at resultaterne ikke kan tages som evidens for fravær af tidslig dynamik, men snarere afspejler begrænsninger i datagrundlaget. En yderligere reduktion af indsamlingsfrekvensen vil forstærke denne begrænsning.

Med overvågning i 2018 og 2021/22 blev eremit overvåget to gange i perioden, og overvågningen viser, at arten er genfundet på alle lokaliteter fra sidste overvågningsperiode. Bevaringsstatus for eremit i den seneste Artikel 17-rapportering blev vurderet som stærkt ugunstig (Fredshavn m.fl. 2025).

At der var genfund alle steder kunne være et argument for, at det ikke er nødvendigt at gentage indsamlingerne så hyppigt. Det vil dog kræve, at vurderingen af levestedet viser, at det er af høj kvalitet, og at det er kendt, om der er tilstrækkeligt med resurser for arten. Uden denne viden vil det være problematisk at reducere indsamlingsfrekvensen. Desuden er datakvaliteten usikker. Det anbefales derfor ikke at reducere indsamlingsfrekvensen.

4.12 Klokkefrø

Klokkefrøen stiller meget store krav til sit levested og har brug for at have et tæt netværk af velegnede vandhuller og skjulesteder på land til rådighed. Den yngler i store, lavvandede, helt lysåbne vandhuller med absolut god vandkvalitet og artsrig vegetation. Vegetationen skal både yde skjul mod prædatorer og tillade, at klokkefrøen kan leve og søge føde i varmt solbeskinnet vand. Desuden trives arten bedst, hvor omgivelserne er ekstensivt græssede arealer eller overdrev, gerne med en udyrket bræmme omkring det enkelte vandhul (Damm et al. 2023). Klokkefrø forekommer i det Sydfynske Øhav og Storebæltsområdet (Østfyn, Nordvest- og Sydvestsjælland).

Konceptet for overvågningen af klokkefrø er overvågning af udbredelsen, samt en optælling af antallet af kvækkende hanner i hvert enkelt vandhul. Metoden har været uændret siden starten af overvågningen. For klokkefrø blev det observerede totale antal kvækkende individer på 28 stationer i perioden 2004 til 2024 analyseret. Den statistiske analyse (afsnit 3.4.3) viste en signifikant nedgang i antallet af klokkefrøer og samtidig en meget stor lokal variation over tid. I den seneste NOVANA-rapport (Kjær m.fl. 2025) blev det vurderet, at den observerede variation for enkeltlokaliteter kan tilskrives opstart eller afslutning af forvaltningsprojekter.

Den seneste afrapportering i henhold til habitatdirektivets artikel 17 viser at ved den nuværende overvågningsfrekvens er det muligt at rapporterer bevaringsstatus for klokkefrø (Fredshavn m.fl. 2025). Det vil, med en reduceret indsamlingsfrekvens, også være muligt opfylde de formelle krav til afrapportering af klokkefrø i henhold til artikel 17. Klokkefrø har dog vist sig at være meget afhængig af forvaltningen af landskabet for at det kan opfylde artens økologiske krav. Som nævnt er det sandsynliggjort, at arten i meget stort omfang kun trives ved den hjælp, som vedvarende forvaltning yder. EU-habitatdirektivet forpligter medlemslandene til at fastsætte indsatser for at opnå gunstig bevaringsstatus. Med artens sårbarhed vil det være nødvendigt at fortsætte den hyppige dataindsamling for, at forvaltningsindsatsen kan kompensere for en eventuel tilbagegang på lokaliteter i tilbagegang. Det er derfor vores anbefaling at videreføre den nuværende overvågningsfrekvens.

4.13 Gul stenbræk

Gul stenbræk er en flerårig urt. Når den blomstrer, skyder en lodret, op til 30 cm lang, blomsterbærende stængel frem fra overvintringsknoppen. Samtidig anlægges der en eller flere korte, vandret krybende udløbere, der ender i en ny overvintringsknop, som rodfæstes sidst på vækstsæsonen. Herved anlægges et eller flere datterindivider, der sammen med moderindividet danner en klon. Blomstringsintensiteten er følsom over for en række biotiske og abiotiske faktorer, herunder høj og stabil grundvandsstand, der fremmer blomstring (Ohlson 1986). Overvågningen omfatter dels en fastlæggelse af artens udbredelse udtrykt ved antallet af UTM-kvadrater og lokaliteter, arten optræder i, og dels en systematisk bestandsopgørelse. Der kan være flere lokaliteter inden for den samme UTM-kvadrat (Wind & Nygaard 2017).

En bestand af gul stenbræk er en sammenhængende samling af individer (kloner) på et voksested. På grund af den vegetative formeringsform er det umuligt i felten at adskille de enkelte individer. Derfor opgøres artens bestandsstørrelse som antallet af skud, og da de vegetative skud ofte gemmer sig i mosdækket, overvåges artens bestand ved optælling af antallet af blomstrende skud.

Den statistiske analyse viste, at antallet af gul stenbræk ikke har ændret sig signifikant over årene. Flere stationer havde uforklarede asynkrone flerårige svingninger i populationsstørrelse. De tilfældige svingninger var cirka 37 gange større end den generelle udviklingstendens. Denne variation kan dog godt være et udtryk for en højere blomstringsfrekvens nogle år end en egentlig fremgang. Det høje antal blomstrende skud observeret i 2021 skyldtes især registreringen af markant flere blomstrende skud i den største bestand ved Rosborg sø, hvor bestanden var mere end syvdoblet fra 2017 til 2021. Observation af store svingninger mellem indsamlinger, specielt for den største bestand, gør det meget følsomt at begrænse indsamlingsfrekvensen. Hvis frekvensen reduceres, vil det kunne have meget stor betydning for størrelsen og retningen af ændringer. Det er derfor vores anbefaling at videreføre den nuværende overvågningsfrekvens.

4.14 Mygblomst

Mygblomst er en op til 20 cm høj, flerårig orkidé, der vokser i moslaget eller førnelaget på kalkholdig, gerne mosdækket jordbund i fugtige enge og moser samt i grønklitlavninger. Et individ af mygblomst består af en stængelknold med ét eller to løvblade. Planten begynder at blomstre i sit fjerde leveår, og ved blomstringen i juni og juli måned skyder en stængel frem mellem de to løvblade. Stænglen kan bære fra én til 25 blomster (Wind 2014). Befrugtningen foregår primært ved selvbestøvning (Hagerup 1941), hvilket oftest medfører en rigelig frugtsætning. Stængelknolden er i stand til at dele sig, så det kan være svært at afgøre, om der er tale om to selvstændige individer eller to datterindivider, der udspringer fra samme moderindivid uden, at individerne tages op (Wind 2002). Mygblomst har således både en generativ og en vegetativ formeringsstrategi. På grund af den vegetative formeringsform er det umuligt i felten at adskille de enkelte individer. Derfor opgøres artens bestandsstørrelse som antallet af skud.

Den statistiske analyse af den tidslige trend for bestanden viste, at antallet af skud af mygblomst faldt signifikant (afsnit 3.4.1). Man kunne desuden observere uforklarede asynkrone flerårige svingninger i populationsstørrelsen for flere stationer. De tilfældige svingninger er ca. 8 gange større end den estimerede trend. Det dækker over en fremgang i de største bestande og en tilbagegang i mange af de mindre bestande. Men det er også af betydning, at mygblomst kan vokse skjult underjordisk i en årrække.

For at kunne skelne reel tilbagegang fra fluktuationer på den enkelte lokalitet er det vigtigt at overvåge arten ofte. Det anbefales derfor at fastholde indsamlingsfrekvensen for denne art.

5 Referencer

DG Environment 2022 Reporting format referred to in Article of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive). https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Art.17%20report%20format%202019-2024.pdf/

DG Environment. 2023. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019-2024. Brussels. Pp 104. https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Final%20Guidelines%20Art.%2017_2019-2024.pdf/

Fredshavn J., Nygaard B., Ejrnæs R., Johansson L.S., Dahl K., Christensen J.P.A., Kjær C., Elmeros M., Mortensen R.M., Møller J.D., Heldbjerg H., Sveegaard S., Galatius A., Brunbjerg A.K., Boel M., Strandberg M.T., Hansen R.R., Alnø A.B. 2025. Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2025. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 51 s. Videnskabelig rapport nr. 673

Hagerup O 1941. Bestøvningen hos Liparis og Malaxis. – Botanisk Tidsskrift 45: 396-402.

Hansen, R. R. & Kjær, C. 2025 – Teknisk anvisning A12, version 4. Overvågning af stor kærguldsguldsmed. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Tilgængelig fra https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAA12StorKaerguldsmed_v4.pdf

Harabiš, F., Dolný, A. 2012 Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. J Insect Conserv 16:121–130.

Kjær, C., Brunbjerg, A. K., Hansen, R. R., Boel, M., Mortensen, R. M., Møller, J. D. og Mikkelsen, P. 2025. Arter 2023-2024. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport nr. 686. Rapporten findes også online på: <https://novana.au.dk/arter/2023-2024>

Kull, T. 1987. Population ecology of *Cypripedium calceolus* L. - In: Laasimer L & Kull T (red.). The plant cover of the Estonian SSR: Flora, vegetation and ecology. Valgus Tallin. P. 77-83.

Kull, T. 1999. *Cypripedium calceolus* L. – Journal of Ecology 87: 913-924.

Kull T & Kull K 1991. Preliminary results from a study of populations of *Cypripedium calceolus* in Estonia. - In: Wells TCE & Willems JH (red.) Population Ecology of Terrestrial Orchids. Spa Academic Publishing bv. The Hague. P. 69-76.

Maurizi, E., Campanaro, A., Chiari, S., Maura, M., Mosconi, F., Sabatelli, S., Zauli, A., Audisio, P., Carpaneto, G. M.. 2017. Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species. Nature Conservation 20, 79–128.

Nijssen, M., Brouwer, J. & van Kleef, H. (2022). Hoe zeldzaam is de brede geelgerande waterroofkever in Nederland? <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=29684>

Ohlson, M. 1986. Reproductive differentiation in a *Saxifraga hirculus* population along an environmental gradient on a central Swedish mire. *Holarctic Ecology*, 9: 205-213.

Rannap, R., Kaart, T., Briggs, L., De Vries, W., Iversen, L. 2011. Habitat requirements of *Pleobates fuscus* and *Leucorrhinia pectoralis*. Project report for "Securing *Leucorrhinia pectoralis* and *Pleobates fuscus* in the northern distribution area in Estonia and Denmark".

Siblova, Z., David, S., Moyzeova, M 2021. Ecological and distribution traits of the large white-faces darter (*Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825)) in Slovakia. *Ekologia (Bratislava- Journal of the Institute of Landscape Ecology* 40, 248-257.

Sternberg, K. K. & Buchwald, R. 2000. Die Libellen Baden-Württembergs, Bd.2, Großlibellen (Anisoptera). Ulmer. Stuttgart. 712 pp.

Søgaard, B., Helsing, F., & Hansen, R. R. (2023). Overvågning af sortplettet blåfugl *Maculinea arion*: Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning (TA nr. A10, Version 3). Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience. https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAA10SortplettetBlaafugl_v3.pdf

Søgaard, B., Martin, O., Jørum, P., Thomsen PF. 2018. Overvågning af Stellas mosskorpion, *Anthrenochernes stellae*. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning fra DCE's Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk natur; Nr. A08, Ver.3. Revideret 01.07.2018. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2018. 14 s.

Van Dijk, G. 2006. De brede geelgerande waterroofkever *DYTISCUS LATIS-SIMUS* na 38 jaar weer in nederland opgedoken (Coleoptera: Dytiscidae). *Nederlandse faunistische mededelingen* 24.

Wheeler, B.D., Lambley, P.W. & Geeson, J. 1998. *Liparis loeselii* (L.) Rich. in eastern England: constraints on distribution and population development. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126:141-158. Wind 2014

Wildermuth, H. 1992. Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp.1825 (Odonata, Libellulidae). – *Z. Ökologie u. Naturschutz* 1: 3-21.

Wind P 2014. Mygblomst (*Liparis loeselii* L.C.M. Richards) – rigkærrets vagabond. – *Flora og Fauna* 119: 100-113.

Wind P & Nygaard B 2017. Overvågning af gul stenbræk *Saxifraga hirculus*. – DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, Teknisk anvisning fra DCE nr. A31, version 2, 19 s.