

Måling af biodiversitetsindsatser på ejendomsniveau

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 22. November 2021 | **85**



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Måling af biodiversitetsindsatser på ejendomsniveau

Forfattere: Rasmus Ejrnæs¹

Institution: ¹Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Beate Strandberg, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet
Kvalitetssikring, DCE: Jesper R. Fredshavn

Ekstern kommentering: SEGES. Kommentarerne findes her:
http://dce2.au.dk/pub/komm/N2021_85_komm.pdf

Rekvirent: SEGES

Bedes citeret: Ejrnæs, R. 2021. Måling af biodiversitetsindsatser på ejendomsniveau. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 18 s. – Fagligt notat nr. 2021 | 85
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_85.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: *Denne sjældne gang vandt naturlig hydrologi over rendegraveren* (foto Rasmus Ejrnæs)

Sideantal: 18

Indhold

1	Indledning	4
2	Biodiversitetsværdien af naturindsatser	6
2.1	Knappe levesteder	6
2.2	Kontinuitet i tid og rum	7
2.3	Forsinkelse mellem indsats og effekt	7
2.4	Potentialet afhænger af arealdisponeringen	8
3	Spændvidden af virkemidler i naturindsatsen	9
4	Eksempel på naturindeks på ejendomsniveau	12
5	Perspektivering af indeks for natureffekt	14
5.1	Valg af indikatorer	14
5.2	Indsatsernes rumlige og tidslige kontekst	14
5.3	Indsamling af data	14
5.4	Behov for afprøvning og validering af system i praksis	15
5.5	Naturkvoter	15
5.6	Kalibrering med eksisterende systemer	16
6	Litteratur	17

1 Indledning

Dette notat er bestilt af SEGES. Formålet med notatet er at bidrage til processen med at udvikle retvisende metoder til at planlægge og målsætte landbrugets bæredygtighed hvad angår biodiversitet og indsatsen for at bremse tabet af biodiversitet.

Vi befinder os i en global biodiversitetskriser, og også i Danmark har den vilde natur svære betingelser. I 2019 rapporterede Danmark til EU, at 95% af naturtyperne og 57% af arterne på Habitatdirektivets bilag over beskyttet natur var i ugunstig bevaringsstatus, og at der var flere tegn på fortsat tilbagegang end på fremgang på de målte indikatorer (Fredshavn m.fl. 2019). I 2019 publicerede Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) ved Aarhus Universitet en opdatering af Den Danske Rødliste over truede arter, som viste at der fortsat er mange truede arter i Danmark, samt at de danske arter af dyr, planter og svampe samlet set er blevet signifikant mere truede end ved seneste rødliste fra 2010 (Moeslund m.fl. 2019).

Godt halvdelen af Danmarks landareal er under plov og landmænd ejer herudover væsentlige arealer med skov og lysåbne naturtyper. Dermed bliver landbruget samlet set den vigtigste aktør når det gælder om at standse tabet af biodiversitet i Danmark.

Videnskabens primære anbefaling til løsning af biodiversitetskrisen er at reservere plads til vild natur, også kaldet *land sparing* (Barfod m.fl. 2020). Land sparing kan foregå helt klassisk ved tidsubegrænset udlægning af store naturområder med bevaring eller genopretning af naturlige processer som naturlig hydrologi og græsning, men det kan også foregå på en mindre rumlig og tidslig skala ved at man friholder en tør eller våd plet i marken fra dyrkning i et år hvor det ikke kan betale sig, genopretter et vandhul, sparer et gammelt træ i det levende hegn eller lader et vådområde forsumpe og indgå som del af et græsningsområde. På den lille skala lader det sig bedre indpasse på en landbrugsbedrift, hvor hovedfokus ligger på landbrugsproduktionen med jordbearbejdnings, såning, renholdelse og høst. Land sharing er noget mere krævende – i hvert fald i den intensive produktion, hvor hensyn til de livsformer, som ikke indordner sig kravene til afgrøden i reglen medfører et udbyttetab som det kendes i økologisk jordbrug. Pløjefri dyrkning er et andet eksempel på en mere ekstensiv dyrkningsform, som skåner jordfaunaen for plovens ødelæggende forstyrrelse. I nogle situationer kan land sparing også gavne i øvrigt almindelige arter i tilbagegang og ikke kun sjældne arter (fx Finch et al. 2019). Der er også elementer af land sharing i ekstensiv græsning, hvor dedikerede naturarealer græsses af dyr, som sidenhen slagtes med kødproduktion for øje, men her ligger samtidig en land sparing i kraft af at man har afstået fra intensiv drift ved at beskytte områderne mod dette.

Land sparing er også relevant i landbruget, hvor udyrkede naturområder er en del af mange ejendomme. Ja faktisk er de fleste værdifulde naturområder i Danmark ejet af landmænd. Derfor giver det overordentlig god mening af udvikle et måleværktøj, som både kan håndtere indsatser på og omkring dyrkningsfladerne og indsatser på arealer med beskyttede naturtyper og skove og kan gøre det på en måde, som er retvisende og baseret på den samme grundlæggende målestok.

I dette notat tager vi hul på opgaven ved at give eksempler på en række indsatser og deres indbyrdes betydning for biodiversiteten samt give et eksempel på hvordan man kan opgøre den samlede værdi af indsatsen på en afgrænset ejendom eller bedrift, sådan at indsatsen kan sammenlignes med andre ejendomme. Notatets eksempel er netop et eksempel og ikke en færdigudviklet målemetode. De konkrete tal bør derfor kun betragtes som et tænkt eksempel, mens konceptet med at beskrive, rangordne, effektvurdere og dernæst udregne et arealvægtet gennemsnit godt kan betragtes som et forslag til en brugbar tilgang til vurdering af biodiversitetseffekter på ejendomsniveau.

2 Biodiversitetsværdien af naturindsatser

Biodiversitetseffekten af en arealbaseret indsats på en landbrugsejendom afhænger af mange forskellige forhold. Eftersom biodiversitetskrisen hovedsageligt skyldes mangel på levesteder for en stor del af de vilde arter, så består den vigtigste indsats da også i at beskytte eksisterende levesteder eller genskabe nogle af de manglende levesteder. Det er ikke ligegyldigt, hvilken type areal man beskytter eller genopretter. Hvis man lægger en næringsrig mark brak, vil der typisk ske en hurtig fremvækst af planter fra jordens pulje af frø og flerårigt rodukrudd, og vegetationen vil i løbet af 1-2 år vokse sig høj og tæt og på mange måder komme til at minde påfaldende om den næringsrige vegetation man ser næsten alle steder i og uden for dyrkningsfladen i det dyrkede landskab. Der mangler nemlig ikke levesteder for kvik, ager-tidsel, draphavre, hundegræs, stor nælde, grå-bynke og vild kørvel og deres tilknyttede fauna. Selvom tiltaget øger artsrigdommen af planter sammenlignet med en ensformig afgrøde, gavner det ikke de truede arter. Her vil man kunne komme væsentlig længere ved braklægning af en tør sandjord eller ved at braklægge og dernæst genoprette naturlig hydrologi ved at lukke eksisterende dræn og lade den tidligere agerjord forsumpe og gro til i naturlig succession. Men stadigvæk vil den slags genopretning fra tidligere mark ikke kunne måle sig med eksisterende naturområder med hundredvis af års kontinuitet. Det gælder i stedet om at genoprette eller bevare levesteder, som er blevet en mangelvare i landskabet i dag. Og så gælder det om at medvirke til at de får en vis udstrækning i tid og rum gennem samforvaltning og ved at sikre at ny natur placeres i tilknytning til eksisterende natur, hvorfra arter kan indvandre (se også Dalgaard et al. 2020 for en gennemgang og rangordning af virkemidler for biodiversitet i landbruget).

2.1 Knappe levesteder

I bestræbelsen på at maksimere produktionen af fødevarer på landbrugsarealerne har mennesker fældet skovene og gødsket og drænet jorden. Derpå sår vi nogle få arter af enårige afgrøder i monotone bestande, som vi senere høster til føde for mennesker eller husdyr. Endelig har vi standset mange af de naturlige processer, som bidrager til at skabe økologisk variation i landskabet: Oversvømmelserne, kystdynamikken, brandene og de store græssende dyr.

Vil man gøre noget effektivt for biodiversiteten skal man tænke modsat denne nyttemaksimering. Det som for alvor hjælper, er næringsfattige levesteder, vådområder, især med rent grundvand, og områder med blomstrende urter og buske og gamle træer. Særligt værdifulde er ovennævnte levesteder, hvor der er sikret plads til naturlige processer i form af græsning og naturlig hydrologi uden dræn og grøfter samt gamle veterantræer, altså træer i forfald, men endnu i live, og som har hulheder og andre alderdomsskavanker. Andre værdifulde levesteder kan være gamle lysstillede stengærder, alléer med stykede træer eller gamle markveje med kombinationen af tørt, gruset kørespor, blomsterrig grøftekant og et levende hegn.

Nogle af de relativt få arter, som historisk set har været særligt godt tilpasset til at klare sig godt i det dyrkede landskab, har i dag svært ved at finde levesteder, og derfor kan det også tillægges værdi at lade tørre og våde pletter stå, såsom lærkepletter eller vibelavn timer, uden at forsøge at genopdyrke disse, hvis vinterafgrøden er slået pletvis fejl. På samme måde kan det have værdi

at undlade at høste den tørreste eller vådeste del af rødkløvermarken eller den flerårige græsmark, således at nogle af markens planter står tilbage efter høst.

Endelig vil økologisk dyrkning efterlade flere levemuligheder, og det samme gælder pløjefri dyrkning, selvom de to er vanskelige at forene. Kortvarige indsatser, indsatser på næringsrige dyrkningsjorde og indsatser omkring dyrkningsfladen vil typisk gavne dyrkningslandskabets almindelige arter og har alle mindre værdi, end tiltag som beskytter eller genopretter varig natur med mere naturlige miljøer og processer. Generelt gælder det at indsatser for truede arter også gavner almindelige arter, mens det modsatte sjældent er tilfældet.

2.2 Kontinuitet i tid og rum

Der er indbygget en form for uretfærdighed i indsatser for biodiversitet, fordi mange af de knappe levesteder er lette at ødelægge, men vanskelige at genoprette inden for et overskueligt tidsrum. Det gælder eksempelvis gammel skov, græsland, hede, eng eller mose - eller bare et gammelt, hult løvtræ. Derfor er det et grundvilkår for naturindsatsen, at man må bygge på det man har, og nogle ejendomme har bare bevaret større naturværdier end andre. Dette økologiske princip gælder ikke kun på ejendomsniveau, men også for det landskab, som ejendommen ligger i. En blomstrende, sandet brakmark vil tiltrække sommerfugle fra det omkringliggende landskab, og hvis dette landskab ligger ved kysten eller nogle af de store randmoræner med masser af tørt græsland og hede, så vil det smitte af på brakmarken med sjældnere sommerfugle som pletvinger, perlemorssommerfugle og blåfugle. Andre steder vil den selvsamme slags brakmark blot tiltrække de mest almindelige sommerfugle blandt randøjer og kålsommerfugle.

Ikke mindst har kontinuiteten i de naturlige processer stor betydning – særligt græsningen, hvor de græssende husdyr som kvæg og heste mange steder er forsvundet gradvist de sidste 50-100 år, og hvor der er et stort udækket behov for at få græsning tilbage som proces (Nygaard et al. 2012).

Ud over ejendommens og landskabets historie, har det betydning for effekten af en konkret indsats, hvor stor en mængde levested, som stilles til rådighed for biodiversiteten. Et stort træ er mere værd end et lille træ, og en stor skov eller en stor ådalsstrækning har større værdi end et smalt løvtræshegn eller en grøft. Et stort levested kan understøtte en større bestand og flere arter end et lille levested. Store naturområder vil desuden være bedre beskyttet mod negative påvirkninger fra tilgrænsende landbrugsdrift og der vil være bedre mulighed for at realisere naturlig hydrologi, naturlig græsning eller urørt skov uden at komme i karambolage med produktionsinteresser.

2.3 Forsinkelse mellem indsats og effekt

Det tager tid for arter at indvandre til et nyskabt eller genoprettet levested – især hvis det ligger isoleret og fjært fra tilsvarende levesteder. Desuden vil nogle arter først kunne indvandre efter deres partner (fx værtsplante) også er ankommet – mange arter af insekter kræver eksempelvis helt bestemte plantearter, og før planterne har koloniseret området, er der reelt ikke et levested for den pågældende art af sommerfugl, køllesværmer, galmyg eller bladlus. Af samme grund arbejder man også med assisteret migration som et værktøj

i naturgenopretningen – eksempelvis ved at tilføje græssende dyr til økosystemet eller ved at udså vilde planter, sprede hø med frø fra naturområder eller transplantere stykker af tørv fra gode naturområder til det nye område.

Netop fordi der ofte vil være en forsinkelse giver det mening at vurdere indsatsen efter den eksisterende og eventuelt ændrede arealanvendelse og naturbeskyttelse, snarere end ved en konkret optælling af arter i det område, hvor indsatsen har fundet sted.

Det er dog vigtigt at tilføje, at det er yderst relevant at forholde sig til eksisterende værdifulde naturområder, fordi den vigtigste indsats man kan gøre, altid består i at beskytte og genoprette gamle naturområder, som i dag er levesteder for truede arter. Mister vi først disse områder, kan det være umuligt at vende udviklingen og standse biodiversitetstab. Og her er forekomsten af truede arter et godt pejlemærke for hvor man finder den mest velbevarede natur og derfor skal prioritere naturbeskyttelse og naturlige processer.

2.4 Potentialet afhænger af arealdisponeringen

En af de lidt oversete nøgler til biodiversitetsindsatsen gemmer sig i arealdisponeringen, og det har stor betydning for biodiversitetseffekten, hvilket formål et areal har. Når der er produktionsformål med arealet, vil der altid være begrænsninger for hvor meget plads man kan give til den vilde natur, og der vil altid være en risiko for at et opstået levested bliver nedlagt igen, fordi produktionen lægges om eller fordi vilkårene for at modtage støtte rummer krav om slåning eller omlægning. Særlig stor værdi tillægges permanente levesteder, som disponeres varigt til naturformål med ophørt eller stærkt ekstensiveret produktion. I praksis sker arealdisponering enten som en kortvarig frivillig indsats, der eventuelt kan indgå i beskrivelsen af sædskiftet eller som en mere varig disponering, der ofte vil være tinglyst på arealet, og hvor der eventuelt kan være udbetalt en erstatning eller kompensation, som det er tilfældet i vådområdeprojekter eller tilskudsordninger, såsom urørt skov.

3 Spændvidden af virkemidler i naturindsatsen

Nedenfor vil virkemidler i landbrugets naturindsats blive beskrevet. Vi medtager alle typer af virkemidler på alle typer af arealer på landbrugsejendomme, idet vi betragter det som helt afgørende vigtigt også at medtænke arealer, som hører til ejendommen, men ikke spiller nogen rolle i landbrugsproduktionen. Disse arealer repræsenterer jo de lavest hængende frugter, hvor man uden at kompromittere produktionen, kan gøre en betydningsfuld indsats for biodiversiteten ved at øge beskyttelsen eller fremme de naturlige processer.

Nedenstående liste er tænkt som et eksempel, der kan synliggøre hvordan forskellige typer af indsatser rangordnes i forhold til deres relative værdi og hvordan den samlede indsats på ejendomsniveau kan opgøres. Listen er altså ikke fuldstændig og udtømmende, men skulle gerne indeholde såvel de væsentligste som de mindst væsentlige typer af indsatser for at få repræsenteret hele spændvidden af indsatser.

I praksis vil eksisterende naturværdier også tælle point som indsatser selvom disse arealer har en historisk oprindelse og ikke repræsenterer et aktivt tilvalg. Det ville ikke være hensigtsmæssigt kun at vurdere effekten af de nye indsatser, da de gamle levesteder ofte er de mest værdifulde.

De første syv indsatser handler om udtagning af arealer til naturen – enten i kraft af en aktiv konvertering eller beskyttelse af arealet, eller i kraft af en eksisterende beskyttelse af arealet i medfør af gældende lov. De næste seks indsatser handler om at tillade eller genoprette de naturlige processer. De sidste to eksempler handler om at integrere naturhensyn på selve dyrkningsjorden gennem økologisk jordbrug eller pløjefri dyrkning.

1. Permanent ophør af landbrug, skovbrug og jagt

Når al udnyttelse af naturen ophører permanent, vil det typisk være forbundet med en tinglyst fredning. Dette er sjældent i Danmark, men eftersom det internationalt er en del af varemærket for strengt beskyttede naturområder og tilmed er intentionen med de danske nationalparker, vil vi medtage det her, som et af de stærkeste virkemidler for biodiversiteten. Streng naturbeskyttelse af denne karakter er ingen garanti for at der også er realiseret naturlige processer i området (se tiltag 8-14).

2. Ophør af omlægning, sprøjtning og gødsning (permanent udtagning)

Dette tiltag handler om at udtage jord af intensiv landbrugsdrift uden at specificere om arealet derefter bruges til ekstensivt landbrug, skovbrug, jagt, biavl eller andre formål. Permanent udtagning kan have en væsentlig værdi, men dette afhænger typisk helt af arealets disponering efter dyrkningsophør (fx tiltag 8-14).

3. Urørt skov

Arealer kan være beskyttet som urørt skov, hvilket beskytter effektivt mod skovdrift, men ikke nødvendigvis mod eksempelvis jagt eller biavl. Som i de foregående eksempler garanterer urørt skov ikke at der er realiseret naturlige processer i området (tiltag 8-14).

4. Beskyttede naturtyper og fredskov

Arealer kan være beskyttet som fredskov eller omfattet af §3 i naturbeskyttelsesloven og kan også vokse ind i disse former for beskyttelse (især sker dette hurtigt for nyetablerede søer). Dette sikrer arealerne mod konvertering til andre formål, men beskytter ikke naturen mod eksisterende afvanding, hugst, jagt eller andre former for udnyttelse knyttet til skove eller ekstensive landbrugsarealer. Tilstanden af §3-naturen må ikke ændres aktivt, men arealerne kan godt udsættes for passiv tilgroning, hvilket til sidst kan ende med at beskyttelsen bortfalder (dog ikke for moser).

5. Udyrkede småbiotoper

Arealer kan være disponeret til småbiotoper som solitære træer, levende hegn, grøfter, markskel, markveje og lignende. Dette medfører levesteder med større kontinuitet end i omdriftsarealet, men rummer sjældent en beskyttelse mod nedlæggelse (dog kan fx diger og vandførende grøfter være beskyttede).

6. Sprøjte- og gødningsfri bræmme omkring natur

Arealer kan være udlagt som sprøjte- og gødningsfri bræmmer, der beskytter nabo-naturarealer mod påvirkning med sprøjtegifte og gødning.

7. Kortvarig udtagning

Arealer kan midlertidigt henligge uden dyrkning som brak i 1-2 år eller som åbninger i afgrøden, hvor denne er slået fejl i våde lavninger eller frostramte bakketoppe eller eventuelt bevidst friholdte pletter (lærkepletter eller vibelavninger). I den kortvarige udtagning er arealerne friholdt for pløjning, såning, gødskning og sprøjtning.

8. Naturlig græsning (størrelse, variation, naturlig tæthed)

Naturlig græsning defineres her som helårsgræsning ved naturlige tætheder af robuste dyr og uden tilskudsfodring og behandling med ormemidler i et naturområde, som har en størrelse og en variation, som tillader de græssende dyr at udføre hele deres naturlige adfærd, herunder deres sæsonbetonede fødesøgning. I praksis er det svært at forestille sig på arealer under 100 ha og med tilstedeværelse af både vådområder, tørre bakker samt skove/krat og lysåbne naturtyper (se også Fløjgaard et al. 2021).

9. Helårsgræsning uden tilskudsfodring

Det er muligt at praktisere helårsgræsning uden tilskudsfodring og behandling med ormemidler på relativt små arealer, måske ned til 10-20 ha. Det kræves dog at dyrene har adgang til naturligt læ og tørt leje samt at der er adgang til et varieret fødeudbud året rundt.

10. Vintergræsning

På visse arealer kan det være svært at praktisere helårsgræsning, men da er det måske muligt at græsse arealerne i vinterhalvåret og på den måde holde dem lysåbne og fri for ophobning af dødt plantemateriale (førne). Vintergræsning er skånsomt ved at urtevegetationen får fred til blomstring i sommerhalvåret.

11. Sommergræsning

Sommergræsning er nogle steder den eneste praktisk mulige løsning. Hvis det skal udløse point som virkemiddel er det dog en forudsætning at græsningen ikke er så hård at blomster og urter begrænses som levested for insektfaunaen. I praksis vil det de fleste steder sige at tætheden af dyr skal være <

400 kg per ha (se også Fløjgaard et al. 2021). Til gengæld kan græsningsperioden med fordel strækkes så langt som muligt forår og efterår.

12. Naturlig hydrologi

Mange steder i kulturlandskabet er afvandet, og her er det et vigtigt virkemiddel at standse afvandingen ved at lukke grøfter og dræn og forsinke afledningen af vand via vandløb ved genslyngning og hævnning af vandløbsbunden. Det kan være vanskeligt præcist at afgrænse det område, som påvirkes af en genopretning af naturlig hydrologi, men som udgangspunkt er det hele det sammenhængende potentielle lavbundsareal omkring indsatsstedet. Her må man konsultere jordbundskort og høje målebordsblade i tvivlstilfælde.

13. Naturlig kystdynamik

Vore kyster er i stor stil inddiget, og denne udfordring for biodiversiteten forventes kun at vokse i fremtiden hvor havstigninger vil øge presset for kystsikring. Men uregulerede kyster er helt afgørende for den dynamik som skaber internationalt værdifulde økosystemer som klitter og strandenge – både ved de eksponerede vestvendte kyster og ved de beskyttede (indre) kyster.

14. Økologisk jordbrug

Talrige store globale metastudier har vist at der er mere biodiversitet knyttet til dyrkningslandskaber med økologisk jordbrug – ca. 30% højere artsdiversitet på mark- og ejendomsniveau. Dette gælder både for de dyrkede marker og for de omkringliggende småbiotoper. Denne effekt er beskeden, fordi det fortrinsvis er helt almindelige arter som har fordel af tiltaget, og i høj grad knyttet til et lavere udbytte, men det samme gælder jo mange af de andre indsatser hvor der sættes areal til side til levesteder for den vilde natur. Effekten af tiltaget er primært lokal, da den sjældent gavner truede arter, som generelt ikke er knyttet til dyrkningslandskabet.

15. Pløjefri dyrkning

Det må antages at pløjefri dyrkning (herunder Conservation Agriculture) har en effekt som svarer til effekten af økologisk jordbrug, idet man tillader udviklingen af en mere uforstyrret jordbundsfauna sammenlignet med jorde som pløjes. Effekten forventes at være størst hvis der heller ikke harves. Denne effekt er mindre veldokumenteret end effekten af økologisk jordbrug, men vi regner den med blandt de positive tiltag på selve dyrkningsfladen med begrænset effekt på den totale biodiversitet i landskabet. Som for økologisk dyrkning forventes pløjefri dyrkning primært at gavne arter af dyr, planter og svampe, som i forvejen kan trives i et moderne dyrkningslandskab præget af enårige afgrøder.

4 Eksempel på naturindeks på ejendomsniveau

I det følgende gennemføres to beregningseksempler af den samlede effekt af naturindsatser på en hypotetisk ejendom. De tildelte point for effekten af indsatserne har udelukkende som formål at eksemplificere hvordan man kunne rangordne de forskellige typer af indsatser indbyrdes. Denne rangordning bør gennemføres i kombination med en grundig litteraturudredning og skulle meget gerne også inddrage empiriske data, som eksempelvis biodiversitetsskottet for Danmark (Ejrnæs et al. 2021c), som viser hvordan de forskellige typer af arealer i Danmark tilgodeser de rødlistede arter og som viser hvilken kontekst indsatserne foregår i – det er nemlig ikke lige meget værd at gøre den samme indsats på et hotspot for truede arter eller på en kulturreng uden truede arter (se også diskussionen i afsnit 5.2).

Den hypotetiske ejendom Skovgård er på 100 ha. Ud af det samlede areal er der 80 ha marker i omdrift som konventionelt landbrug, 5 ha fredskov, 5 ha med eng, mose og overdrev omkring et vandløb, hvoraf 3 ha er græsset ved sommergræsning, 5 ha med småbiotoper (hegn, markskel, grøft og markvej) og 5 ha med kortvarig braklægning som blomsterbrak og slåningsbrak.

Ejeren af Skovgård ønsker en beregning af to forskellige scenarier. I det ene scenarie gør ejeren alt hvad der er muligt for at ændre i landbrugsdriften, så naturen får bedre vilkår i og omkring de dyrkede marker (hovedfokus på land sharing). I det andet scenarie tilstræber ejeren at øge beskyttelsen og genopretningen af permanent natur på ejendommen (hovedfokus på land sparing).

I tabel 1 er listet de 14 nævnte indsatser og de er hver tildelt et antal point per ha, som udtrykker et fagligt skøn for deres værdi for biodiversiteten på ejendommen. I tabellen kan man se arealfordelingen på ejendommen før og efter de to nedennævnte scenarier. Den samlede pointsum opnås ved at gange indsatsernes pointværdi med det antal ha, som indsatsen er bredt ud på og dividere den samlede pointsum med ejendommens areal (se tabel 1).

I sharing-scenariet omlægger ejeren 60 ha til pløjefri dyrkning, etablerer 1 ha med vandhuller (§3) i dyrkningslandskabet og etablerer 1 ha med småbiotoper i form af levende hegn og et hjørne, som får lov at vokse til med krat. Desuden udlægges 1 ha med sprøjte- og gødningsfri bræmmer, som beskyttelse mod eksisterende lysåbne naturtyper og skov. Eksisterende naturområder bevares. Ved disse indsatser stiger antallet af point fra 262 til 354, hvilket giver en stigning i ejendomsscoren fra 2,62 til 3,54 per ha (se tabel 1 for beregningseksempel). Denne score er beregnet på en måde hvor den kan sammenlignes med indsatsen på en ejendom med større eller mindre samlet areal.

I sparing-scenariet beslutter ejeren at tinglyse sin fredskov til urørt skov og at omlægge sin græsning fra 3 ha med sommergræsning til helårsgræsning og for at få et robust græsningsareal søges der om dispensation til skovgræsning og et ukurant dyrkningsareal på lavbundsjord på 2 ha tages permanent ud af omdrift med tinglysning, så der bliver et sammenhængende naturområde på 12 ha med skov, overdrev, eng og mose. Da det permanent udtagne areal tidligere var i kortvarig braklægning falder det braklagte areal tilsvarende. I ådalen genoprettes naturlig hydrologi ved at lukke to grøfter i engen og ejeren

tilslutter sig et større projekt i ejerlauget om at genslynge åen og hæve vandløbsbunden. Herved genoprettes naturlig hydrologi på 4 ha med mose og eng. Den varige beskyttelse af 5 ha urørt skov og tinglyst udtagning af 2 ha efterfulgt af genopretning af helårsgræsning på 12 ha og naturlig hydrologi på 4 ha medfører samlet set af ejendommens naturindeks mere end 3-dobles fra 2,62 til 8,30 (Tabel 1).

Tabel 1. Eksempel på beregning af naturbidraget fra en hypotetisk landbrugsejendom. Første kolonne viser arealfordelingen inden indsats. Anden og tredje kolonne viser arealfordelingen i scenarierne med fokus på sharing og sparing. Fjerde kolonne angiver pointtildelingen for de forskellige typer af tiltag/arealer. Femte, sjette og syvende kolonne viser antallet af point opnået ved at gange arealstørrelser med point per ha. I nederste række divideres pointsummen med ejendommens samlede areal i ha.

Pointgivende natur(tiltag)	Ha start	Ha "Sharing"	Ha "Sparing"	Point per ha	Point Start	Point "Sharing"	Point "Sparing"
Naturdisponering, udtagning og fredning							
Permanent ophør af landbrug, skovbrug og jagt				50			
Tinglyst ophør af omlægning, sprøjtning og gødskning (permanent udtagning)			2	10			20
Urørt skov			5	40			200
Eksisterende lysåben natur og fredskov	10	11	10	20	200	220	200
Udyrkede småbiotoper	5	6	5	8	40	48	40
Sprøjte- og gødningsfrie bræmmer		1	1	4		4	4
Kortvarig udtagning (1-2 årig brak)	5	5	3	2	10	10	6
Naturgenopretning							
Naturlig græsning: Helårsgræsning med hjemmehørende dyrearter (kvæg, hest, bison, vandbøffel, krondyr, dådyr, vildsvin, elg) uden tilskudsfodring, uden ormemedler og i store varierede naturområder (minimum 100 ha) og i naturlige tætheder (100-200 kg/ha)				30			
Helårsgræsning med minimum 80 og max 200 kg/ha hjemmehørende dyr og uden tilskudsfodring og medicinering (græsning i skov, krat og hegn tæller også point)			12	20			240
Vintergræsning uden tilskudsfodring og uden medicinering				10			
Sommergræsning uden tilskudsfodring med max 400 kg dyr/ha	3			4	12	12	
(Genopretning af) naturlig hydrologi (moser, vandhuller, våde enge mv) ved at lukke grøfter og dræn eller genslynge og hæve vandløbsbunden			4	30			120
(Genopretning af) naturlig kystdynamik ved at sløjfe diger og genskabe naturlige strandenge og strandsøer				30			
Tiltag på marken							
Økologisk jordbrug				1			
Pløjefri dyrkning		60		1		60	
Ikke-pointgivende produktionsarealer	80	18	80	0			
Point ejendomsniveau					262/100 = 2,62	354/100 = 3,54	830/100 = 8,30

5 Perspektivering af indeks for natureffekt

Eksemplerne på tiltag i dette notat er ikke udtømmende og pointgivning og beregningsmetoder mangler at blive afprøvet og kalibreret i praksis og meget gerne evalueret i lyset af eksisterende data om fordelingen af truede arter. Perspektiverne i dette arbejde er kort diskuteret i det følgende.

5.1 Valg af indikatorer

Valget af indikatorer til et indeks for natureffekt skal være udtømmende forstået på den måde at tiltag på ejendomsniveau, hvor der er evidens for en reel naturforbedring bør medtages – også selvom effekten af tiltagene er lille. Ellers vil brugerne af systemet opleve skuffelse over at deres indsatser ikke kan måles. Til gengæld er det også vigtigt at indsatser som er uden reel effekt ikke tæller point – ellers vil indekset kunne bidrage til greenwashing på et komplekst forvaltningsområde, hvor det i forvejen er vanskeligt at navigere mellem de mange holdninger og traditioner, som er repræsenteret i den offentlige debat. Endelig er det vigtigt at indsatserne giver point efter deres effekt. Indsatser som bidrager til biodiversiteten på større rumlig skala, er vigtigere end indsatser som kun gør en forskel lokalt. For at gøre indekset robust skal indekset bygge på fagbiologisk evidens og ekspertise og det kan med fordel gennemgå en høringsrunde inden det bringes endeligt i spil for at sikre at det både er fagligt forsvarligt og også opfattes som retvisende i bredere faglige kredse end hos udviklerne.

Det må forventes at en endelig liste bliver langt mere detaljeret og også afspejler den gradient i ambitionsniveauer, som er repræsenteret blandt naturforvaltere.

5.2 Indsatsernes rumlige og tidslige kontekst

I ovenstående eksempel på indsatser, pointgivning og beregning af en arealvægtet middelværdi på ejendomsniveau, har vi ikke inddraget en vægtning af indsatserne efter brandmandens lov, som betyder at indsatser har større værdi hvis de foregår i naturrege levesteder eller naturrege landskaber end hvis de foregår i artsfattige områder. Det er vigtigt at betydningen af at prioritere den mest værdifulde natur først også indgår i beregningen af effekten af indsatserne.

Det er dog ikke trivielt at beregne denne effekt af at lokalisere indsatserne optimalt, men der er givet et eksempel i notatet af Ejrnæs og Bruun (2021) og der er udviklet et koncept for det i projektet Dansk Naturindikator (Ejrnæs et al. 2021a).

5.3 Indsamling af data

Indsatserne skal kunne registreres enkelt i et geografisk informationssystem, hvor pointgivende arealdisponeringer og indsatser skal indtegnes på de relevante arealer. Desuden vil det være en fordel, at der kan foretages kontrol af de registrerede indsatser for at sikre troværdigheden af den indberettede naturindsats.

Nogle af de beskrevne indsatser indebærer en ændring i et punkt eller en linje, som har konsekvenser for et langt større areal. Det gælder eksempelvis sprøjte- og gødningsfrie randzoner op ad naturarealer. Her kan kvaliteten af det tilgrænsende naturområde have betydning for pointgivningen. Lidt mere kompliceret bliver det at afgøre hvor stort et areal, som bliver påvirket ved genopretning af naturlig hydrologi eller naturlig kystdynamik. Der findes modelleringsværktøjer, som kan bruges til at udpege det maksimale potentielle areal, som kan genoprettes ved at stoppe afvanding eller fjerne kystsikringen. Se også diskussion om kontekst og arealværdi under 5.2.

En særlig udfordring ved indsamling af data til naturindekset bliver kvalitets-sikringen af de indsamlede data. Hvem skal kontrollere at grøfterne faktisk er lukket eller græsningen faktisk foregår som helårsgræsning uden tilskudsfodring og ikke sæsongræsning. Jo mere af denne kvalitetssikring som kan ligge i eksisterende støtteordninger knyttet til arealstøtte eller til miljøgodkendelser og miljøtilsyn, og dermed trækkes fra centrale databaser frem for at afhænge af selvangivelser, jo mindre vil arbejdsbyrden være for de, som skal drifte indsatsværktøjet. Og jo højere sikkerhed vil der være for at data er retvisende.

En del af arbejdet med at beskrive indsatser og indsamle data om disse vil også bestå i en oversættelse af eksisterende støtteordninger og almindeligt anvendte indsatstyper til listen over relevante virkemidler til biodiversitetsfremme, som er præsenteret i tabel 1. Der findes jo en række indsatser i landbrugserhvervet i dag, som ikke er primært begrundet med biodiversitetsfremme, men eksempelvis med vildtfremme, vandmiljøbeskyttelse, klimahensyn eller landskabshensyn og her er det vigtigt at sikre at disse rangordnes retvisende efter deres biodiversitetseffekt.

5.4 Behov for afprøvning og validering af system i praksis

Eftersom de foreslåede pointniveauer vil blive baseret på en kvalificeret ekspertvurdering, vil vi stærkt anbefale en afprøvning på konkrete ejendomme af forskellige typer og beliggende forskellige steder i landet. Afprøvningen skal både afklare om pointgivningen og sammenvejningen er retvisende, og om der er uafklarede definitionsspørgsmål eller væsentlige indsatser, som ikke er repræsenteret af de hidtil beskrevne indsatser. Endvidere er der behov for at sikre at effektens kontekstafhængighed (fx har indsatser højere værdi i områder med mere værdifuld natur, se Ejrnæs et al. 2021c) bliver korrekt inkorporeret i beregningerne (se fx eksempel på dette i Ejrnæs et al. 2021b).

5.5 Naturkvoter

Et generelt pointssystem, som det her beskrevne, kan bruges til sammenligning af naturindsatser på tværs af ejendomstyper, arealkategorier og indsatstyper, hvilket gør det muligt at arbejde med habitat offsetting/banking. Her ved vil man kunne handle med naturkvoter, sådan at en indsats for biodiversiteten ikke nødvendigvis skal foregå på den samme bedrift hvor landbrugsproduktionen finder sted, men måske kan lægges mere optimalt og omkostningseffektivt i et naturområde på en anden ejendom, hvor det er mere oplagt at investere i en bedre naturbeskyttelse og naturgenopretning. Det er dog også muligt at dette skal generaliseres yderligere ved at tildele en fast værdi til en bestemt udbyder af naturbeskyttelse – fx Den Danske Naturfond – baseret på en middelværdi af denne udbyders omkostningseffektivitet i arealdisponering og naturgenopretning. I hele arbejdet med naturkvoter kan det blive re-

levant også at inddrage betragtninger om økonomien i biodiversitetsindsatserne for at sikre størst mulig omkostningseffektivitet (fx Hasler et al. 2012, Schou et al. 2021).

5.6 Kalibrering med eksisterende systemer

Aarhus Universitet har udviklet en dansk naturindikator, som netop lægger op til at vurdere naturindsatsen ved at sammenholde naturens tilstand, naturens beskyttelse og genopretningen af de naturlige processer (naturindikator.dk, Ejrnæs et al. 2021a). Den danske naturindikator er tidligere foreslået som et brugbart grundlag for at målsætte og benchmarke naturindsatsen hos Danish Crown (Ejrnæs, et al. 2021b). Den danske naturindikator er dog baseret alene på tilgængelige arealdata på nationalt niveau og har derfor ikke samme detaljeringsgrad som et pointsystem, som det der er behandlet i dette notat. Desuden er naturindikatoren endnu mere generaliseret i vurderingen og uden en konkret indsatsbeskrivelse. Det vil dog være hensigtsmæssigt at de to systemer er nogenlunde afstemte, så de begge giver et retvisende og sammenligneligt billede af indsatsen for biodiversiteten – ellers vil systemerne miste troværdighed i offentlighedens øjne.

6 Litteratur

Barfod, A., Bruun, H. H., Clausen, P., Dinesen, L., Egemose, S., Ejrnæs, R., ... & Søndergaard, M. (2020). Genopretning af biodiversitet og økosystemer: Ekspertudtalelse.

Dalgaard, T., Jacobsen, M. N., Odgaard, V. M., Pedersen, F. B., Strandberg, B., Bruus, M., Ejrnæs, R., Schmidt, K. I., Johansen, K. V., Callesen, M. G., Pedersen, F. M., Schou, S. J. 2020. Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 198 s. – DCA rapport nr. 178. <https://dca-pub.au.dk/djfpdf/DCArapport178.pdf>

Dansk Naturindikator. <https://bios.au.dk/dni/>

Ejrnæs, R., Bladt, J., Dalby, L., Pedersen, P.B.M., Fløjgaard, C., Levin, G., Baa-ner, L., Brunbjerg, A.K., Møllerup, K., Angelidis, I. & Nygaard, B. 2021a. Udvikling af en dansk naturindikator (DNI). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. – Videnskabelig rapport nr. 460. <http://dce2.au.dk/pub/SR460.pdf>

Ejrnæs, R., Dalby, L. & Bladt, J. 2021b. Mål og midler i landbrugets indsats for at tage ansvar for biodiversiteten i Danmarks natur. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 12 s. – Fagligt notat nr. 2021 | 46 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_46.pdf

Ejrnæs, R., Bladt, J., Moeslund, J. & Brunbjerg, A.K. 2021c. Biodiversitetskor-tets bioscore. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. – Videnskabelig rapport nr. 456 <http://dce2.au.dk/pub/SR456.pdf>

Ejrnæs, R. & Bruun, H. H. 2021. Måling af biodiversitetsindsatser på bedrifts-niveau. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 16 s. – Fagligt notat nr. 2021 | 58. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_58.pdf

Finch, T., Gillings, S., Green, R. E., Massimino, D., Peach, W. J., & Balmford, A. (2019). Bird conservation and the land sharing-sparing continuum in farm-land-dominated landscapes of lowland England. *Conservation Biology*, 33(5), 1045-1055.

Fløjgaard, C., Buttenschøn, R.M., Byriel, F.B., Clausen, K.K., Gottlieb, L., Kan-strup, N., Strandberg, B. & Ejrnæs, R. 2021. Biodiversitetseffekter af rewilding. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 124 s. - Vi-denskabelig rapport nr. 425 <http://dce2.au.dk/pub/SR425.pdf>

Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O. R., El-meros, M., Wind, P., Johansson, L. S., Alnø, A. B., Dahl, K., Nielsen, E. H., Pedersen, H. B., Sveegaard, S., Galatius, A. & Teilmann, J. (2019). Bevarings-status for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Aar-hus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. nr. 340.

Hasler, B., Chistensen, L.P., Martinsen, L., Källström, M., Levin, G., Dubgaard, A. & Jespersen H.M.L. 2012. Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebæhov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3. Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet: Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Aarhus Universitet, DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, 51s. Teknisk rapport fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 12 <http://www.dmu.dk/Pub/TR12.pdf>

Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P. og Wind, P. 2019. Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk.

Nygaard, B., Levin, G., Bladt, J., Holbeck, H.B., Brøndum, W., Spelth, P. & Ejrnæs, R. 2012. Analyse af behovet for græsning og høslæt på beskyttede naturarealer. Areal, biomasse og antal græsningsdyr. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 13 <http://www.dmu.dk/Pub/TR13.pdf>

Schou, J. S., Bladt, J., Ejrnæs, R., Thomsen, M. N., Vedel, S. E., & Fløjgaard, C. (2021). Economic assessment of rewilding versus agri-environmental nature management. *Ambio*, 50(5), 1047-1057.