

## Baggrundsnotat for indikator- og metodevalg

Jonas Geldmann, Carsten Rahbek og Anders P. Tøttrup.

Formålet med Biodiversitet Nu er at undersøge om tilstanden for den danske natur bliver bedre eller værre, samt kortlægge hvilke menneskelige faktorer der påvirker eventuelle ændringer i tilstanden. Data indsamles af borgere, der bidrager med deres tid og viden og skaber en unik mulighed for at opnå en datamængde, der langt overstiger hvad et team af forskere ville kunne indsamle. Dermed falder Biodiversitet Nu ind under den type af forskning, der kaldes ”citizen science” (European Commission 2010). Citizen science-projekter kan organiseres på mange måder og den rolle, som borgerne forventes at spille, kan variere meget; både inden for det enkelte projekt og mellem projekterne. Der findes ikke en facitliste eller ét rigtigt svar på, hvordan dette bør gøres, tværtimod er der mange forskellige indgangsvinkler, afhængig af det specifikke formål. Et projekts validitet (videnskabelige korrekthed) afhænger altid af, at borgernes opgave i projektet er sammentænkt med det videnskabelige spørgsmål (Pocock et al. 2014a). Erfaringen siger dog, at citizen science-projekter egner sig bedre til projekter, der har fokus på at undersøge generelle tendenser gennem brugen af store mængder data end meget specialiserede opgaver (Roy et al. 2012; Pocock et al. 2014b). Inden for emnet *natur* har citizen science-studier vist sig at være mest effektive til projekter, der fokuserer på at måle ændringer over tid med simple indikatorer (Roy et al. 2012). I sådanne projekter kan borgerinddragelse skabe unik viden, der ikke kan opnås ved traditionel, eksperimental forskning drevet af forskere alene (Tulloch et al. 2013).

I Danmark findes allerede en række dataindsamlingsinitiativer, der har karakter af citizen science. Biodiversitet Nu er dermed blot et af flere projekter i det danske ”citizen science”-landskab, der alle komplementerer hinanden og har forskellige styrker og begrænsninger. Til sammen kan disse projekter bruges til at få et mere kvalificeret og datadrevet overblik over tilstanden for den danske natur, men hver for sig er der vigtige brikker, der overses.

### Fokus på ændringer i naturen

Grundtesen i biodiversitet Nu er, at selv for forholdsvis almindelige arter vil ændringer i deres tilstedeværelse på i et givent område fortælle os noget om ændringer i naturens tilstand (Lennon et al. 2004; Koch et al. 2011). Det er altså ikke om en art er til stede der er i fokus,



men det relative antal af individer der er i fokus samt hvordan dette ændrer sig over tid. Hypotesen er; at i områder, der over tiden opnår en bedre naturtilstand, vil sandsynligheden for at observere en bestemt art blive større. Dermed kan ændringer i sandsynligheden fortælle os noget om hvorvidt naturen går frem eller tilbage (MacKenzie 2006; MacKenzie et al. 2006; Mackenzie et al. 2009). Der findes allerede eksempler fra Australien, Europa og USA, hvor forskere med succes har påvist ændringer i arters forekomst ud fra meget simpelt data indsamlet af helt almindelige borgere (Kery & Royle 2008; Kéry et al. 2009; Munson et al. 2010; van Strien et al. 2011; Hill 2012; van Strien et al. 2013; Sullivan et al. 2014). Det er for tidligt at beskrive den specifikke analysemetode i detaljer, da denne vil bero på en vurdering af den indsamlede mængde data, som i høj grad vil være udslagsgivende for hvilke metoder der kan anvendes og hvad der analytisk kan lade sig gøre. Der vil dog være tale om et *indeks* der beskriver ændringer i indikatorens forekomst og almindelighed, dvs. at det ikke er værdien i det enkelte år der er i centrum, men *ændringerne* mellem år og forskellene i disse ændringer mellem geografiske enheder. Hovedformålet med Biodiversitet Nu er dermed at kikke på tendenser (går det frem, tilbage eller sker der ændringer over tid) mere end om værdien i enkelte år er meget høj eller lav. Dermed adskiller ideen bag Biodiversitet Nu sig meget fra eksempelvis atlasundersøgelser eller andre kortlægninger af artsrigdom, der fokuserer på om det enkelte områder har en høj eller lav biodiversitetsværdi.

## Hvad er en god indikator

En indikator er i sin mest basale definition en enhed, der fortæller om mere end enheden selv (Cook 1976; Noss 1990). For eksempel er faldende jordbærpriser eller voksende efterspørgsel efter koldskål en god indikator for, at sommeren er kommet, og sigtedybden i en sø er en god indikator for næringsindholdet. For miljøindikatorer findes en række generelle kriterier, der knyttes til gode indikatorer. De skal: 1) respondere passende hurtigt på miljøændringer, 2) være geografisk repræsentative, 3) være følsomme over for mange typer påvirkning, 4) være forholdsvis uafhængige af indsamlingsintensitet, 5) være nemme og ”cost-effective” at indsamle, 6) kunne differentiere mellem naturlige ændringer og menneskeskabte og 7) være relevante for økologiske fænomener (Cook 1976).

Først og fremmest skal en indikator dog være relevant for det spørgsmål, man ønsker at bevare. Der findes altså ingen universel indikator; og en indikator, der er perfekt til at besvare ét spørgsmål, kan være ubrugelig til et andet (Holt & Miller 2010).

Til Biodiversitet Nu, hvor spørgsmålet handler om at undersøge ændringer i naturen tilstand, kan udgangspunktet for valg af indikatorer overordnet inddeles i fem kategorier: 1) identificerbarhed, 2) indikatorværdi, 3) geografisk repræsentation og 4) forvaltningsrelevans. Disse vil i nogle tilfælde være modsatrettede, så at arter der er ideelle ud fra ét kriterium vil være mindre

ideelle i forhold til et andet. Samtidig gælder det, at det samlede antal indikatorer skal have en vis taksonomisk spredning samt et overskueligt antal.

### Identificerbarhed

Et helt overvejende kriterium for udvælgelsen af indikatorarter har været (1) hvor nem arten er at identificere, (2) hvor svær den er at forveksle med andre arter og (3) hvor synlig er arten – vil den blive fundet? Hver enkelt indikator er således blevet vurderet ud fra følgende overvejelser:

- Arten skal være karismatisk og nem at genkende i den form den observeres i naturen (dvs. en fugl der oftest ses i flugt skal kunne bestemmes i flugt. En sommerfugl der sidder med sammenfoldede vinger skal kunne bestemmes i denne form osv.).
- Identifikation må ikke være baseret på særlige adfærdsformer eller situationer, som eksempelvis kun ynglekolonier eller yngeladfærd.
- Så vidt muligt skal det undgås at arterne kun kan identificeres ved særlig indgribende eftersøgning, eksempelvis under bark.
- Hvis særlige træk ved arten er nødvendige for bestemmelse (blomst, imago osv.) skal disse former være til stede i en rimelig periode af året.
- Arten skal kunne bestemmes uden brug af redskaber (lup, kikkert osv.).
- Hvis der er brug for en nøgle til identifikation skal denne bestå af meget få trin (1-2) og fokusere eksplicit på en meget lille gruppe af mulige forvekslingsmuligheder.

### Indikatorværdi

For Biodiversitet Nu, hvor målet er at *observere eventuelle ændringer i naturtilstanden over tid*, samt *relatere denne til forvaltningstiltag*. Vi er altså ikke interesserede i at finde indikatorer der nødvendigvis er korreleret til artsrigdom eller den bedste naturtilstand, men mere indikatorer der kan måle *ændringer* i naturens tilstand i forhold til et reference punkt (godt eller mindre godt). I forbindelse med dette bør følgende vurderes:

- Er indikatoren habitatspecifik og for hvilke habitater. Her opereres med en habitattaksonomi der ideelt kan etableres uafhængigt af indsamleren ved hjælp af eksternt data (skovkort, §3 og NOVANA registreringer).
- Vil en fremgang/tilbagegang for indikatoren sige noget om en fremgang/tilbagegang i naturtilstanden.
- Fortæller indikatoren noget særligt om naturtilstanden eller -værdien af det landskab den optræder i.
- Er indikatoren særligt følsom overfor variationer i observationsfrekvens (dvs. hvor nem er den at observere på forskellige tidspunkter af året).
- Er indikatoren særligt følsom overfor årsvariation afstedkommet af stokastiske begivenheder eller andre årlige hændelser.

- Har indikatoren en underliggende længerevarende biologisk fluktuation/trend i forhold til sygdomsforløb, klimaforandringer eller fødetilgængelighed.
- Hvor hurtigt eller langsomt må en ændring i indikatorens abundans eller udbredelse forventes at foregå i forhold til ændringer i naturtilstanden.

### **Geografisk repræsentation,**

Nogle indikatorer vil være til stede i hele landet, så længe de nødvendige biotiske og abiotiske forhold også er til stede, mens andre arter kun findes på få (ofte allerede kortlagte) lokaliteter. I valg af indikatorer lægges der vægt på den størst mulige geografiske dækning inden for Danmark. Dog vil det i nogen tilfælde være acceptabelt og ligefrem nødvendigt at bruge arter der ikke er til stede i hele landet, så længe arternes udbredelse stadig er relativt stor (så som: istidslinien, øerne, Syddanmark, Norddanmark osv.) I særlige tilfælde vil nationalt dækkende arter også have forskellige indikatoregenskaber forskellige steder i landet, hvilket også er vurderet i forhold til det endelige valg af indikatorer. Det samme kan gøre sig gældende for den samme art i forskellige habitater.

### **Forvaltningsrelevans**

Nogle indikatorer vil være særligt følsomme overfor bestemte menneskelige påvirkninger, eller være underlagt specifikke forvaltningsmæssige rammer. Begge faktorer kan være relevante for valget af indikatorer. Særligt arters følsomhed overfor bestemte typer af forurening eller eutrofiering kan være værdifuldt i forhold til deres rolle som indikatorer. Og ligeledes kan viden om, hvor vidt særlige love (eksempelvis EU habitatdirektivet eller fredning), eller særlige plejetiltag gøre sig gældende hjælpe med at designe indikatorer der målrettet kan besvare relevante spørgsmål om, hvorvidt disse mekanismer er effektive.

### **Samlet vurdering**

I den samlede vurdering er der lagt vægt på at have en bred samlet taksonomisk dækning, samt en dækning der både geografisk og over året giver folk noget at observere (mere eller mindre) lige meget hvor de er og hvornår de er der. Disse kriterier er til en hvis grad subjektive bud, og processen i forhold til udvælgelsen af de konkrete indikatorer, har involveret en lang række eksperter fra Biologisk Institut og Statens Naturhistoriske Museum på Københavns universitet samt forskere fra Danmarks Miljøundersøgelser (DCE) på Århus Universitet.

### **Hvorfor almindelige arter?**

Alle kriterier er blevet vurderet i forbindelse med valget af indikatorer, men hovedvægten har været på *identificerbarhed* for at sikre mange observationer. Dette er gjort ud fra to overvejelser 1) et højt antal observationer er nødvendigt for at opnå tilstrækkelig styrke i analyserne og



2) for at måle ændringer i naturen er det mindre nødvendigt at have de bedste indikatorer for om det er en ”god eng” eller et ”meget artsrigt overdrev”, så længe koblingen mellem ændringer i indikatorerne er koblet til en ændring i naturen (Mace et al. 2010; Larsen et al. 2012; Dornelas et al. 2013). Faktisk kan almindelige arter med en forholdsvis stor udbredelse være særdeles gode til at måle ændringer og sågar artsrigdom og ofte også bedre end sjældne arter, der ofte opfattes som klassiske indikatorer (Lennon et al. 2004; Pearman & Weber 2007; Gaston 2008; Mazaris et al. 2010; Koch et al. 2011). Ud over at holde de enkelte indikatorer simple, er der også truffet et bevidst valg om at holde det samlede antal indikatorer forholdsvis lavt, da flere studier har vist, at lange og komplicerede indsamlingsprotokoller i hænderne på utrænede frivillige mindsker præcisionen i de enkelte observationer og dermed begrænser anvendeligheden af data (Dickinson et al. 2010; Gardiner et al. 2012).

## Validering af data

Validering af data, dvs. kvalitetssikring af observationerne, vil altid gøre den enkelte observation mere troværdigt. Men validering tager tid og ikke mindst ressourcer – ikke mindst fra folk med den fornødne viden til at validere observationerne. Derfor er validering ikke uden byrder for et projekt. Samtidig kræver det en infrastruktur både i forbindelse med selve dataindsamlingen (dokumentation – oftest et billede) og ved selve valideringen (et system der tillader at eksperter får adgang til dokumentationen). Samtidig har flere studier vist, at under forudsætning af et tilstrækkeligt antal observationer er der ingen forskel i de artsrigdomsestimater som henholdsvis trænedede eksperter og amatører kommer frem til for koralfisk (Goffredo et al. 2010; Holt et al. 2013), insekter (Gardiner et al. 2012) og plantediversitet (Danielsen et al. 2005). Igen er kodeordene: *Datarigelighed* og *identificerbarhed*, da det naturligvis ikke gælder for alle arter, at validering kan undværes. I et studium fra England, hvor forskellen mellem professionelt indsamlede data og data indsamlet af frivillige blev undersøgt, overestimeret frivillige således den samlede artrigdom, mens der ingen forskel var for let genkendelige arter, hvor 96-99 % blev identificeret korrekt (Gardiner et al. 2012). Samme procedure har det danske svampeatlas taget, hvor en række af de mest iøjnefaldende arter uden oplagte forvekslingsmuligheder ikke kræver validering.

Valget af arter og artsgrupper til Biodiversitet Nu er derfor truffet ud fra kriterier, der gør en validering mindre nødvendigt og som gør, at vi vurderer at med et tilstrækkeligt stort antal observationer, vil data være troværdigt og brugbart. Dette betyder ikke, at valideret ikke kan have andre værdier. Vi ser et potentiale i at give aktive i DN og artseksperter i andre foreninger en særlig rolle, der kan styrke deres tilknytning til projektet. Vi lader os inspirere af initiativer som <http://www.galaxyzoo.org/>, der har gjort valideringen af himmellegemer nem og drevet af brugere, samt engelske <http://www.ispotnature.org/> og danske <http://www.fugleognatur.dk/>, der begge har brugerdrevne valideringsmoduler. Men i forhold



til hvordan Biodiversitet Nu er konstrueret og de indikatorer der indgår, er det ikke ud fra et forskningsmæssigt eller kvalitetsbaseret rationale at validering kan have en værdi.

## Støj i data

I projekter som dette, hvor der indsamles meget datamed mindre opmærksomhed på den enkelte observation, vil der ofte være en del støj (bias) i det endelige datasæt. Det er derfor nødvendigt at forholde sig til dette, hvis der skal produceres forståelige resultater. De rå tal for antallet af observationer for den enkelte art for hvert år vil sjældent give et særligt informativt billede, når der er tale om citizen-science data. Helt overordnet inddrages bias i to forskellige kategorier, der skal tackles meget forskelligt: 1) *tilfældig bias* og 2) *systematisk*.

### Tilfældig bias

Klassisk kan de fleste problemer med *tilfældig bias* overkommes med et tilstrækkeligt stort antal observationer. Dette er en velkendt grundtanke, der kaldes for ”de store tals lov” og stammer helt tilbage fra 1500-tallet og som blev matematisk bevist i 1713. De store tals lov er en del af selve fundamentet for al statistik og helt kort siger den, at gennemsnittet for en række uafhængige målinger vil, hvis antallet er stort nok, bevæge sig mod det ”sande” gennemsnit. Dette er fordi alle afvigelser vil være tilfældige omkring det ”sande” gennemsnit, og den enkelte måling vil derfor med lige stor sandsynlighed være enten større eller mindre end gennemsnittet. I Biodiversitet Nu vil dette være gældende for eksempelvis det fåtal af artobservationer der fejlbestemmes, den manglende nøjagtighed i GPS-signalet, indsamlernes varierende forudsætninger osv.

### Systematisk bias

Den *systematiske bias* kan være mere alvorlig, fordi ”signalet” fra denne forstærkes med antallet af observationer. Som eksempel kan man sige, at hvis man skal save et stort antal bjælker i 2 meters længde, så bliver deres gennemsnitlige længde aldrig 2 meter, hvis man ens metermål faktisk var en ”yard stock” (91.44 cm). Hvorimod gennemsnitlængden vil nærme sig 2 meter, selv hvis man ikke er helt præcis i opmålingen, men bruger en meter-baseret tommelstok og skærer nok bjælker.

Systematisk bias skal derfor identificeres, og der skal korrigeres for dem. I Biodiversitet Nu bliver dette i høj grad gjort ved at inddrage sekundær data, der udviser de samme mønstre som den systematiske bias. Eksempelvis ved vi, at områder omkring byer og sommerhusområder oftest fremstår som de mest artstige, fordi de er de mest observationsrige – folk er mere aktive tættere på deres bolig og i ferien. Denne effekt kan behandles ved at inkludere lokal befolkningstæthed i de modeller, der bruges til at analysere data. Det vil ikke altid være muligt at kompensere for systematisk bias, men i et land som Danmark, der på mange andre fron-

ter end biodiversitet er ekstremt veldokumenteret kan megen bias udelukkes eller behandles. Vi har identificeret seks systematiske bias (Tabel 1), der hvis de ikke blev inddraget i analyserne, ville kunne gøre resultaterne svære at fortolke.

**Tabel 1.** Oversigt over systematisk bias

<b>Systematisk Bias</b>	<b>Kontrol af bias</b>
Lokal befolkningstæthed påvirker aktivitetsniveau	Kort over befolkningstæthed inkluderes i modellen
Højere indsamlingsaktivitet tættere på veje	Kort over det danske vejnetværk inkluderes
De enkelte arter er bedre indikatorer i nogle habitattyper end andre	Habitattypen kan aflæses fra matrikelkort og inkluderes i analysen
Folk bliver bedre over tid til at finde og identificere arter	Hvor længe folk har været med i projektet kan kobles til hver enkelt observation
Der kommer (forhåbentligt) flere brugere til med tiden og dermed flere observationer	Nogle af arterne, som eksempelvis eger og pindsvin forventer vi ikke ændres væsentligt over tid i byerne. ændringer hos disse vil derfor med stor sandsynlighed være drevet af ændret aktivitetsniveau  Antallet af besøg på hjemmesiden vil også blive monitoreret, samt antallet af downloads af web-app'en og antallet af registrerede brugere
Nu længere den enkelte indsamler bruger nu større er sandsynligheden for at observere en indikator	Ved at registrere negative observationer samt ved at inkludere nogle meget simple spørgsmål omkring indsamlerens adfærd i forbindelse med registreringen kan man få et tilstrækkeligt overblik over denne støj
Vejrforhold og sæsonvariation mellem år har stor indflydelse på arternes synlighed og antal	Data for temperatur, nedbør kendes både lokalt og for landet og kan inddrages i analyserne

Ved at inddrage disse faktorer i analysen får vi mulighed for at eksplicit beskrive den indvirkning, de har på de observerede resultater og dermed vurdere om der stadig er nogle underliggende effekter og mønstre i bestandsudviklingen, der stammer fra naturlige og menneskeskabte påvirkninger.

## Konklusion

Hovedformålet med denne gennemgang er at redegøre for den nødvendige kobling mellem det konkrete spørgsmål, der ønskes besvaret og det data, der indsamles. Der findes ikke en ”one-fits-all”-løsning, hvor data skal indsamles på en bestemt måde og kun den måde. I dette studie, hvor fokus er på ændringer i naturen og inddragelse af flest mulige borgere, skal data være simpelt for at opnå de stærkeste resultater.

Der vil naturligvis fortsat være støj tilbage i data, og visse typer af systematisk bias vil unægtelig ikke kunne kontrolleres. Dette er altid tilfældet i videnskabeligt arbejde og er en af hovedårsagerne til at videnskabelige resultater altid skal formidles med forsigtighed og bør diskuteres og fortolkes. Det vil også være tilfældet, at det specifikke valg af indikatorer kan forbedres samt den samlede liste gøres kortere eller længere. Dette er som al anden videnskab ikke et set-up, hvor der kun findes ét rigtigt svar. Det er dog vores klare opfattelse, at vi gennem denne proces, både med hensyn til valget af indikatorer, og analyse samt inddragelse af sekundær data har et forsøgsmæssigt design, der er robust og stærkt til at svare på spørgsmålet om hvorvidt der sker ændringer i naturens tilstand og hvordan vi som samfund påvirker disse.

## Litteratur

- Bird, T. J., et al. (2014). Statistical solutions for error and bias in global citizen science datasets. *Biological Conservation* **173**:144-154.
- Cook, S. E. K. (1976). Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution* **11**:269-288.
- Danielsen, F., N. D. Burgess, and A. Balmford. (2005). Monitoring matters: examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity and Conservation* **14**:2507-2542.
- Dickinson, J. L., B. Zuckerman, and D. N. Bonter. (2010). Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. Pages 149-172 in D. J. Futuyma, H. B. Shafer, and D. Simberloff, editors. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 41. Annual Reviews, Palo Alto.
- Dornelas, M., et al. (2013). Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **280**.
- European Commission. (2010). Green Paper on Citizen Science - citizen science for Europe, Brussels, Belgium.
- Gardiner, M. M., L. L. Allee, P. M. J. Brown, J. E. Losey, H. E. Roy, and R. R. Smyth. (2012). Lessons from lady beetles: accuracy of monitoring data from US and UK citizen-science programs. *Frontiers in Ecology and the Environment* **10**:471-476.
- Gaston, K. J. (2008). Biodiversity and extinction: the importance of being common. *Progress in Physical Geography* **32**:73-79.
- Goffredo, S., F. Pensa, P. Neri, A. Orlandi, M. S. Gagliardi, A. Velardi, C. Piccinetti, and F. Zaccanti. (2010). Unite research with what citizens do for fun: “recreational monitoring” of marine biodiversity. *Ecological Applications* **20**:2170-2187.
- Hill, M. O. (2012). Local frequency as a key to interpreting species occurrence data when recording effort is not known. *Methods in Ecology and Evolution* **3**:195-205.
- Holt, B. G., R. Rioja-Nieto, M. Aaron MacNeil, J. Lupton, and C. Rahbek. (2013). Comparing diversity data collected using a protocol designed for volunteers with results from a professional alternative. *Methods in Ecology and Evolution* **4**:383-392.
- Holt, E. A., and S. W. Miller. (2010). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge* **3**:8.





- Isaac, N. J. B., A. van Strien, T. August, M. Zeeuw, and D. B. Roy. (in review). Extracting robust trends in species' distributions from unstructured opportunistic data: a comparison of methods. *Methods in Ecology and Evolution*.
- Kéry, M., R. M. Dorazio, L. Soldaat, A. Van Strien, A. Zuiderwijk, and J. A. Royle. (2009). Trend estimation in populations with imperfect detection. *Journal of Applied Ecology* **46**:1163-1172.
- Kery, M., and J. A. Royle. (2008). Hierarchical Bayes estimation of species richness and occupancy in spatially replicated surveys. *Journal of Applied Ecology* **45**:589-598.
- Koch, A., M. Drever, and K. Martin. (2011). The efficacy of common species as indicators: avian responses to disturbance in British Columbia, Canada. *Biodiversity and Conservation* **20**:3555-3575.
- Larsen, F. W., J. Bladt, A. Balmford, and C. Rahbek. (2012). Birds as biodiversity surrogates: will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *Journal of Applied Ecology* **49**:349-356.
- Lennon, J. J., P. Koleff, J. J. D. Greenwood, and K. J. Gaston. (2004). Contribution of rarity and commonness to patterns of species richness. *Ecology Letters* **7**:81-87.
- Mace, G., et al. (2010). Biodiversity targets after 2010. *Current opinion in Environmental Sustainability* **2**:3-8.
- MacKenzie, D. I. (2006). Modeling the probability of resource use: The effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* **70**:367-374.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press, San Diego.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, M. E. Seamans, and R. J. Gutierrez. (2009). Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. *Ecology* **90**:823-835.
- Mazaris, A. D., A. S. Kallimanis, J. Tzanopoulos, S. P. Sgardelis, and J. D. Pantis. (2010). Can we predict the number of plant species from the richness of a few common genera, families or orders? *Journal of Applied Ecology* **47**:662-670.
- Munson, M. A., et al. (2010). A method for measuring the relative information content of data from different monitoring protocols. *Methods in Ecology and Evolution* **1**:263-273.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity - a hierarchical approach. *Conservation Biology* **4**:355-364.
- Pearman, P. B., and D. Weber. (2007). Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biological Conservation* **138**:109-119.
- Pocock, M. J. O., D. S. Chapman, L. J. Sheppard, and H. E. Roy. (2014a). *Choosing and Using Citizen Science: a guide to when and how to use citizen science to monitor biodiversity and the environment*. Centre for Ecology & Hydrology.
- Pocock, M. J. O., D. S. Chapman, L. J. Sheppard, and H. E. Roy. (2014b). *A Strategic Framework to Support the Implementation of Citizen Science for Environmental Monitoring*. Centre for Ecology & Hydrology.
- Roy, H. E., M. J. O. Pocock, C. D. Preston, D. B. Roy, J. Savage, J. C. Tweddle, and L. D. Robinson. (2012). *Understanding Citizen Science & Environmental Monitoring*. Centre for Ecology & Hydrology and Natural History Museum.
- Sullivan, B. L., et al. (2014). The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. *Biological Conservation* **169**:31-40.
- Tulloch, A. I. T., H. P. Possingham, L. N. Joseph, J. Szabo, and T. G. Martin. (2013). Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation* **165**:128-138.
- van Strien, A. J., et al. (2013). Occupancy modelling as a new approach to assess supranational trends using opportunistic data: a pilot study for the damselfly *Calopteryx splendens*. *Biodiversity and Conservation* **22**:673-686.
- van Strien, A. J., C. A. M. van Swaay, and M. Kery. (2011). Metapopulation dynamics in the butterfly *Hipparchia semele* changed decades before occupancy declined in The Netherlands. *Ecological Applications* **21**:2510-2520.