

Forum

Fugle og pesticider – hvad ved vi, og hvordan kan denne viden bruges?

HENRIK WEJDLING

Tresåret for Rachel Carsons bog *Det tavse forår* er en god anledning til at stoppe op og se, hvor vi er i dag med hensyn til pesticider og fugle. Carsons bog førte til et stærkt fokus på pesticiders giftighed, og med blikket stift rettet mod LD50-tærskler (hvor 50 % af en testpopulation dør) er det stort set lykkedes den agrokemiske industri at fjerne ligene fra markerne. Der er imidlertid stærk videnskabelig evidens for, at fugle fortsat udsættes for såvel letale som sub-letale doser, når de fouragerer på marker, at risikovurderingen er mangelfuld, at de indirekte effekter på fugle og hele økosystemer er vidtrækkende – og måske værst af alt: Pesticidforbruget er med til at dæmpe den biologiske kontrol af skadevoldere, som burde være pesticidernes afløsere. En pointe, som Dansk Ornitologisk Forening / BirdLife Danmark bør bringe i fokus netop nu, da EU reviderer regelsættet for bæredygtig pesticidanvendelse. Denne artikels intensjon er ikke at gøre det ud for et fuldkomment review, men snarere et reference-dokumenteret policy-indlæg i bestræbelserne på at få vendt den negative spiral til en positiv, baseret på økosystemtjenester.

Newton (2017) giver en grundig indføring i betydningen af pesticidanvendelsen på fuglelivet i såvel et historisk som nutidigt perspektiv og påpeger såvel de direkte som de indirekte effekter. De direkte effekter var tidligere langt mere udtalte, især da man i 1950'erne begyndte at bejds såsæd med stoffer som aldrin, dieldrin og heptachlor. Newton citerede Cramp (1962) for, at tusinder af fugle dengang blev fundet døde eller døende på markerne, når de havde ædt såsæd. I Danmark og andre kontinentaleuropæiske lande anvendtes i hovedsagen kviksvølvholdige præparater til bejdsning af såsæd – uden de samme rapporterede akutte massedødsfald, men til gengæld med tydelige, negative effekter gennem ophobning i fødekæderne.

I takt med, at midlerne er blevet mere målrettede og mindre akut giftige, påvises sjældnere direkte dødelige effekter på fugle. Historien rummer imidlertid eksempler på en række sub-letale effekter, hvoraf tyndskallede æg hos rovfugle som følge af forhøjet DDT-indhold i byttedyr er et af de mere klassiske eksempler. Men Newton opremsrer tillige en række yderligere sub-letale effekter – først og fremmest af historisk anvendte pesticider – som har kunnet konstateres i forsøg med fugle. Det gælder effekter som hukommelsessvigt, dårlig indlæring, manglende evne til at termoregulere tilstrækkeligt, tendenser til at søge skjul og reduceret fødesøgningsaktivitet – alt sammen effekter, der med stor sandsynlighed påvirker bestandsstørrelserne negativt, men som ikke giver sig udtryk i fund af døde fugle.

Dudley *et al.* (2017) gør opmærksom på, at der – i takt med udfasningen af de mest akut giftige pesticider – har været en tendens i naturbeskytterkredse til at undervur-

dere effekterne af pesticider på biodiversiteten. Groh *et al.* (2022) undrer sig ligeledes over, hvordan de aktuelle samfundsmæssige diskussioner om klimaforandringer, biodiversitet og kemikalier afslører en tankevækkende inkonsistens: Befolkningen synes at være bekymret over klimaforandringernes effekt på biodiversitet, mens bekymringerne mere går på sundhed og velbefindende hos os selv, når det handler om menneskeskabte kemikalier. Dette uagtet at klimaforandringer også i høj grad vil påvirke vores sundhed og velbefindende, og omvendt at kemikalierne i mindst lige så høj grad påvirker biodiversiteten gennem negative effekter på sensitive arter.

Stadig direkte effekter på *non-target*-arter

Pisa *et al.* (2017) fandt i en opdatering af *Worldwide integrated assessment on systemic insecticides* for flere fuglearters vedkommende dokumentation for indtagelse af dødelige doser via neonicotinoid-bejdsset korn og frø. Således er det ved laboratorieforsøg med Rødhøns *Alectoris rufa* vist, at hunnerne gennemsnitligt dør efter syv og hannerne efter 13 dage, hvis de udelukkende fodres med neonicotinoid-bejdsset korn. Ved doser ned til 1/5 af disse niveauer er der fundet et bredt register af sub-letale effekter, således cytotoksiske, reproduktionstoksiske og genotoksiske effekter, hæmning af vækst og udvikling samt påvirkning af adfærd og indlæringssevne på kyllinger af tamhøns samt på Rødhøne, Japansk Vagtel *Coturnix japonica*, Bobwhite *Colinus virginianus* og Tigerfinke *Amandava amandava*.

De Montaigu & Goulson (2022) har i UK udført konkrete feltundersøgelser af fugles indtag af fludioxonil-

bejdsset korn og frø, bl.a. ved videoovervågning af 11 forskellige fuglearter, der fouragerede på nytilsåede marker, hvor der altid efterlades en vis mængde såsæd på jordoverfladen. Resultaterne blev ekstrapoleret til yderligere 19 almindeligt anvendte bejdsmedler. Neonicotinoider, som fx det i Danmark fortsat godkendte imidacloprid, udgjorde de højeste risici for frøædende fugle. Eksempelvis Bogfinke *Fringilla coelebs* fandtes at ville konsumere op til 63 % af LD50 i en enkelte ædeperiode og 370 % i løbet af en dag, hvis imidacloprid-bejsede frø indtages i samme omfang som fludioxonil-bejsede.

Tilsvarende resultater for imidacloprid nåede Poliserpi *et al.* (2021) i en undersøgelse af effekterne på Brunvinget Kostær *Agelaioides badius* i Argentina, hvor de konstaterede, at hvis blot 7-10 % af det daglige fødeindtag dækkes af imidacloprid-bejsede frø, vil det have letal effekt, og at antallet af indtagne spildte, bejsede frø i en enkelt ædeperiode kan være letal.

Addy-Orduna *et al.* (2019) dokumenterede ligeledes, hvorledes den sydamerikanske Øreplet due *Zenaidura macroura* med lethed kan nå dødelig dosis med bare en dags indtag på marker med imidacloprid-bejdsset frø.

De Montaigu & Goulson (2020) undersøgte udviklingen i den teoretiske effekt på fugle af pesticidanvendelsen i UK i perioden 1990-2016. Her faldt den samlede vægt af anvendte pesticider med 51 %, mens det samlede behandlede areal steg med 63 %. Opgørelsen af effekten, der ganske enkelt er beregnet som totalen af de årlige antal udbragte doser af LD50 for Bomlærke *Emberiza calandra*, viser et fald på 80,5 %. Altså et udtryk for, at udover at pesticidforbruget er faldet i mængde, så er de nu anvendte pesticider generelt blevet mindre giftige for Bomlærker – ifølge forfatterne især som følge af udfasningen af organofosphaterne.

Det pesticid, der belastningsmæssigt rangerede højest i 2016 i UK, var etoprop, der anvendtes i en mængde, der teoretisk set var tilstrækkelig til at taget livet af 71 mia. Bomlærker. Men som forfatterne udtrykkeligt gør opmærksom på, så vil kun en meget lille andel af de anvendte pesticider i realiteten blive indtaget af fugle, og mængden vil variere afhængigt af tidspunkt og metode for udbringning, persistens af aktivstoffer og mange andre faktorer. De direkte effekter er derfor formentlig minimale, og forfatterne anfører, at effekten på fugle ofte må antages at være indirekte, fx gennem begrænsning af fødeudbuddet, og at de sub-letale effekter meget vel kan forekomme ved langt lavere doser end LD50. Ingen af delene er studeret nærmere i den foreliggende undersøgelse, men forfatterne påpeger, at metoden alt andet lige er velegnet til at identificere de mest problematiske stoffer.

Også i Danmark kan der spores en nedgang i såvel mængden som giftigheden af pesticider, anvendt i landbruget. Det dokumenteres gennem Miljøstyrelsens årlige bekæmpelsesmiddelstatistikker (senest således Miljøstyrelsen 2021). De direkte effekter må formodes at aftage i takt hermed, men kan, som det fremgår af eksemplerne ovenfor, fortsat forekomme.

Mangelfuld risikovurdering

Schäfer *et al.* (2019) har i en kritisk analyse af den risikovurdering, pesticiderne undergår i forbindelse med godkendelse, påvist en række svagheder, herunder hvordan den ikke formår at rumme hensynene til biodiversitet og økosystemer i bred forstand. De viser med skitsering af en ny metode vejen frem mod, som de så rammende siger "at indskrænke gabet mellem intention og realitet".

Den helt centrale kritik af den nugældende risikovurdering, som tillige deles af Topping *et al.* (2020), angår det forhold, at hvert enkelt aktivstof vurderes i forhold til én art og én afgrøde (se Boks 1).

Det synes - med Topping *et al.*'s ord "helt ude af trit med virkeligheden", hvor mange aktivstoffer er i spil og hvor vurderingen af interaktionen med de omgivende økosystemer helt går tabt med fokuseringen på enkeltstoffer og -arter.

Som eksempel peger forfatterne på, at antagelsen om, at bestandene af *non-target*-arter restituerer sig hurtigt, hvis blot pesticidernes giftvirkning aftager over kort tid, ikke holder i nutidens landbrugslandskab. Restituering sker således typisk ved (gen)indvandring fra ubehandlede naboområder (naturområder, markkanter, ubehandlede afgrøder etc.), og med stigende markstørrelse, faldende afgrødediversifikation og faldende landskabsheterogenitet i det hele taget er genindvandring i mange tilfælde en saga blot. Hertil kommer, at man med stor ret kan kritisere, at det i *higher tier*-vurderinger af fugle antages, at den del af føden, der findes uden for det behandlede areal, ikke indeholder rester af det pågældende pesticid. Men da mange pesticider (aktivstoffer) godkendes til flere forskellige afgrøder og/eller optræder i flere forskellige sprøjtemiddelprodukter, er der ingen garanti for, at naboarealet ikke også er behandlet med stoffet.

Et andet simpelt eksempel på mangler ved risikovurderingen er det forhold, at optagelse gennem huden som eksponeringsvej stadig ikke indgår i risikovurderingen af effekter på fugle – især da de jordrugende agerlandsfugle jo i høj grad eksponeres ad den vej. Specielt de nøgenklækkede, redefaste unger af spurvfugle må

Boks 1: Sådan risikovurderes pesticider i forhold til *non-target*-arter

EFSA (European Food Safety Authority) fastsætter koncentrationsgrænser (de såkaldte 'endpoints') for, hvor meget *non-target*-arter kan tåle. Det sker ved laboratorietests på forsøgsdyr. For fugle fastsættes således endpoints for akutte effekter (LD50) og langtids-/reproduktive effekter (NOAEL, No Adverse Effect Level). Tilsvarende beregnes – for hver af de søgte anvendelser af pesticidet – hvilke koncentrationer i miljøet (fx i fuglenes fødeemner) de forventes at føre til, og herudfra beregnes den forventede eksponering. Risikovurderingen foretages ud fra forholdet mellem den forventede eksponering og de fastsatte koncentrationsgrænser, idet der indregnes en sikkerhedsfaktor, der for fugle som udgangspunkt er 10 for akutte effekter og fem for langtidseffekter.

Hvis den forventede eksponering overskrider koncentrationsgrænsen, korrigeret med sikkerhedsfaktoren, kan et pesticid – eller en anvendelse – ikke umiddelbart godkendes. Dette er angiveligt tilfældet for 2/3 af insekticiderne (Stehle & Schulz 2015, citeret af Schäfer et al. 2019)

Et pesticid kan dog stadig blive godkendt, hvis producenten kan fremlægge yderligere data, der kan dokumentere, at stoffets miljø- og sundhedsmæssige påvirkninger er acceptable. Det sker i et formaliseret flerniveau-system (de såkaldte tiers), hvor der gennem modelleringer eller markforsøg inkorporeres mere komplekse forhold, som kan forekomme i naturlige økosystemer. Eksempler herpå kan være,

- at vurderingen foretages på baggrund af fuglearter, der rent faktisk forekommer i den pågældende afgrøde (og ikke en generisk worst case-art)
- at det indregnes, at pesticidet nedbrydes over tid, eller
- at der tages højde for, at en del af føden findes uden for det behandlede areal etc.

For de forskellige regioner inden for Europa er det forskellige organismegrupper mv., der skal tages hensyn til, og for de nordiske og baltiske lande samt Belarus er det fx fastlagt, hvilke repræsentative fuglearter, der specielt skal vurderes op imod (se Northern Zone 2020, som detaljeret beskriver vægt og fødeindtag mv. for de udvalgte fuglearter – men kun voksne individer).

Pesticidet (anvendelsen) kan godkendes, hvis den herved beregnede (såkaldt forfinede) eksponering er lavere end den fastsatte koncentrationsgrænse, divideret med sikkerhedsfaktoren. Reglerne giver mulighed for, at sikkerhedsfaktoren kan nedsættes i takt med, at flere forhold inddrages, og realismen dermed antages at blive øget; dette accepteres dog som udgangspunkt ikke i Danmark.

Hvis det stadig ikke er muligt at dokumentere, at eksponeringen vil være inden for det acceptable, kan anvendelsesrestriktioner, der kan begrænse eksponeringen, komme på tale (forbud mod sprøjtning nær vandløb, forbud mod anvendelse i dagslys af stoffer, der kan påvirke bier etc.), eller godkendelse kan helt nægtes.

Desto flere komplekse forhold, der dokumenteres og inddrages, desto mere bevæger vurderingen sig fra en worst case til en gennemsnitssituation. Derved øges naturligvis risikoen for, at anvendelsen fra tid til anden medfører negative effekter i naturen, hvilket da også er påvist for forskellige organismegrupper (se referencer i Schäfer et al. 2019).

vurderes som meget sårbare. At koncentrationsgrænserne så også kun fastsættes ud fra forsøg med oral eksponering på voksne fugle, er blot endnu en alvorlig mangel, eftersom fødeindtaget pr. gram legemsvægt jo er væsentligt højere hos fugleunger end hos voksne individer.

Et tredje svigt i risikovurderingen er fraværet af analyser af cocktaileffekter, det være sig additive såvel som synergistiske eller omvendt måske ligefrem antagonistiske. At eksempelvis en agerlandsart som Agerhønen

Perdix perdix udsættes for en bred cocktail af aktivstoffer i yngletiden er imidlertid veldokumenteret af ikke mindst Bro et al. (2015), som ved anvendelse af sprøjtejournaler kombineret med radiotelemetri fandt, at 71 % af 140 undersøgte kuld var potentiel udsat for mindst et aktivstof mens 67 % potentielt var udsat for mindst to aktivstoffer, og andelen af kuld, der blev udsat for 32 aktivstoffer var ≥ 5 %.

Forskerholdet videreførte deres studier til også at omfatte analyser af pesticidindholdet i 139 agerhøns-

æg fra 59 fugle fordelt på 12 intensivt drevne landbrug i Frankrig (Bro *et al.* 2016). Her fandt de i alt 15 forskellige forbindelser i 24 af de 59 kuld. 70,8 % af de kuld, hvor der var pesticider i æggene, indeholdt én forbindelse, 12,5 % indeholdt to, og 16,7 % indeholdt tre eller flere forbindelser.

Gaffard *et al.* (2022) har påvist, at Agerhøns fodret med konventionelt dyrket korn får mindre kyllinger med lavere BMI efter 24 dg, end kyllinger af fugle fodret med økologisk dyrket korn.

Indirekte effekter på *non-target*-arter

Mens der med nogle undtagelser formentlig er en faldende direkte effekt af de nytilkomne pesticider på *non-target*-arter, er de indirekte effekter til gengæld veldokumenterede og først og fremmest knyttet til det forhold, at fødeudbuddet begrænses. Newton angiver her Sotherton & Holland (2003), Boatman *et al.* (2004) og Morris *et al.* (2005) som centrale kilder til forståelse heraf. Sidstnævnte har dokumenteret effekterne ved fuldskalaforsøg med Gulspurv *Emberiza citrinella*, hvis lokale bestande gik frem, når de indirekte effekter minimeredes.

Effekterne bundes i, at midlerne ofte rammer bredere end den egentlige mål-organisme. De fleste insekticider dræber således mange typer af invertebrater, nogle fungicider dræber også visse invertebrater og fjerner svampe-fødekedden for andre, og herbicider fjerner måske fødeplanter for nogle af de insekter – og ikke mindst disses larver – som udgør fugleungernes føde, og/eller de plantedele og frø, de voksne fugle lever af.

Ifølge Potts (1986, 2012) samt Potts & Aebischer (1995) kan det dramatiske fald i bestanden af Agerhøne i UK fra 1960'erne og frem især tilskrives den ringe ungeproduktion, som igen hænger sammen med bortsprøjtningen af de ukrudtsplanter, som bl.a. larverne af bladhpvæse – en meget vigtig fødekilde i agerhønskyllingernes første leveuger – lever af. Agerhønsbestanden er af den grund gået tilbage ikke blot i UK, men i hele den del af dens udbredelsesområde, som er domineret af landbrug (således fra anslået 120 mio. par i 1950 til 4,3 mio. par i 1990 (Potts (2012)). Også i Danmark er Agerhønen gået kraftigt tilbage – så meget, at den ved den seneste rødlisterevision i 2019 blev rødlistet som sårbar (VU; Moeslund *et al.* 2019). Rands (1985) har ved fuldskalækseksperimenter eftervist, at reduceret herbicidforbrug i afgrøderne øger ukrudts- og insektpopulationerne, giver større ungeoverlevelse hos Agerhøne og større bestandstætheder.

Elmegaard *et al.* (1999) undersøgte reproduktion, fødeudbud og sammensætning af ungerne føde hos

Sanglærke *Alauda arvensis* i fire vårbygmarker over fire år, hvor de to marker fik fuld pesticidbehandling (herbi-, fungi- og insekticidbehandling samt bejdsning af udsæd), mens der i de to øvrige kun anvendtes fungicider og bejdsning af udsæd. Fødeudbuddet var reduceret, ungerne føde var mindre varieret, redeoverlevelsen mindre og antallet af yngleforsøg var lavere i marker med fuld pesticidbehandling, men effekterne svingede fra år til år og hen gennem sæsonen, hvilket ikke er uden betydning for flerkuldsarter som Sanglærke.

Topping & Odderskær (2004) anvendte modelleringer til vurdering af pesticiders betydning for bestandsudvikling hos Sanglærke sammenholdt med effekterne af ændringer i landskabsstruktur, afgrødediversitet og vinteroverlevelse mv. Modellsimuleringerne indikerede, at pesticider har en negativ effekt på sanglærkepopulationers størrelse, men at den årlige reduktion i antal varierede, afhængigt primært af overlevelse i vinterkvarter og interaktioner mellem vejr og pesticidforbrug. Ændringer i landskabsstruktur og afgrødediversitet samt vinteroverlevelse stod således for 37 % af ændringerne i populationsstørrelse, mens pesticiderne gennemsnitligt stod for 4 %. Forfatterne konkluderede, at det er andre faktorer end pesticider, der synes at begrænse sanglærkebestanden i de fleste landskaber.

Topping påpeger efterfølgende (Topping 2005) med afsæt i de samme modelberegninger, at alternativer til pesticidbehandling (økologiske driftsformer) meget vel kan have en større negativ effekt end de 4% (grundet den negative effekt på æg og unger af mekanisk ukrudtsbekæmpelse). På baggrund af feltdata konkluderer såvel Odderskær *et al.* (2006) som Navntoft *et al.* (2007) dog, at mekanisk ukrudtsbekæmpelse i kornmarker kan ske uden væsentlige effekter på sanglærkebestanden.

De anførte modelleringer viser, at der eksisterer et vigtigt samspil mellem landskabskonfiguration, herunder afgrødevalg, og pesticidanvendelse, og at forholdene er meget komplekse. Resultaterne peger i retning af, at netop landskabskonfiguration er en central med- og modspiller, der bør inddrages i den fremtidige pesticidvurdering.

En hollandsk undersøgelse (Hallmann *et al.* 2014) påviste signifikant større tilbagegange i bestandene af insektædende småfugle i de områder af Holland, hvor koncentrationerne af neonicotinoide i overfladevand (anvendt som indikator for neonicotinoidebelastningen generelt) var størst, simpelthen fordi fødeudbuddet i form af insekter her må formodes at være mindre. Også Ertl *et al.* (2018) har vist, hvorledes der i perioden 1978-2012 har været en negativ korrelation mellem udbredelsen af vagtelarten Bobwhite og introduktionen af neo-

nicotinoider i USA i perioden 1994-2003 og den herefter udbredte anvendelse.

Møller *et al.* (2021) viste i et bredt anlagt *Citizen science*-projekt i Danmark og 15 andre lande – herunder Kina – en klar, negativ korrelation mellem antallet af insekter, der dræbtes mod forruder på biler, og forbruget af gødning og pesticider (som indikation på den landbrugsmæssige intensitet) på sammenlagt 1462 undersøgte transekter. Der påvist samtidig en tilsvarende korrelation med tæthederne af tre fuglearter, der udelukkende lever af flyvende insekter (nemlig Landsvale *Hirundo rustica*, Bysvale *Delichon urbicum* og Mursejler *Apus apus*).

Beketov *et al.* (2013) dokumenterede en tilsvarende klar korrelation mellem det regionale pesticidforbrug og antallet af arter, familier og individer af vandløbsdyr i Tyskland, Frankrig og det sydlige Victoria (Australien).

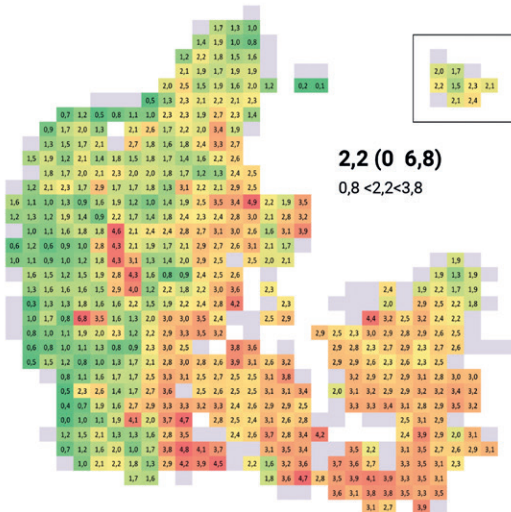
De refererede undersøgelser indikerer, at pesticid anvendelsen i agerlandet har konsekvenser langt uden for selve dyrkningsfladen. Det antydes tillige i DOFs afrapportering af det tredje store atlasprojekt (Vikstrøm & Moshøj 2020). Den viser en signifikant indskrænkning i udbredelsen blandt de afrikatrækkende insektædende

spurvefugle i Østdanmark siden det første projekt gennemførtes i starten af 1970'erne. Forfatterne anfører (p. 42), at "et godt bud på en årsag til dette mønster kunne sagtens være en øget intensivering af landbrugsdriften", og de referer tillige til Hallman *et al.* (2017), som har dokumenteret voldsomme tilbagegange i insektbestandene over de seneste årtier. Således en dokumenteret tilbagegang på 75 % over 27 år i 63 beskyttede naturområder i Tyskland.

Sammenholdes atlasprojektets ændringskort for udbredelse af de afrikatrækkende spurvefugle med et tilsvarende kort over de regionale forskelle i pesticidbelastningen baseret på landbrugets egne sprøjtejournaler (Ørum *et al.* 2015), ses der at være en vis korrelation mellem pesticidbelastningen og de områder, hvor de afrikatrækkende spurvefugles forekomst er gået mest tilbage (Fig. 1).

Vikstrøm & Moshøj (2020) refererer dog også en teori, fremsat af Meltofte *et al.* (2016) om, at de stadig mildere vintre har ført til større overlevelse blandt vore standfugle, og dermed større konkurrence fra disse, når afrikatrækkerne vender retur, som en medvirkende årsag til sidstnævntes generelle tilbagegang. De markante

Pesticidbelastning (B/ha)



Spurvefugle

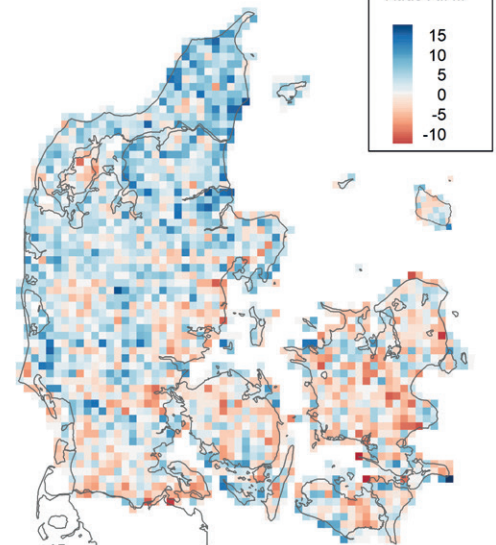


Fig. 1. Der eksisterer et påfaldende sammenfald mellem det kort, Ørum kunne præsentere på Plantekongressen i 2015 (Ørum *et al.* 2015) over pesticidbelastningen i Danmark (kortet til venstre, hvor de brune områder er de mest belastede) og det kort, DOF har udarbejdet over ændringerne i de afrikatrækkende, insektædende spurvefugles udbredelse i Danmark fra starten af 1970'erne til i dag (hvor de mørkebrune kvadrater er dem, hvor der er forsvundet flest (10) arter). Fra Vikstrøm & Moshøj 2020 p. 40.

bestandsnedgange hos vores overvintrende værlinger (Gulspurv og Bomlærke) tyder dog ikke på, at dette kan være tilfældet i agerlandet, ligesom de modsatrettede tendenser i Øst- og Vestdanmark ej heller lader sig forklare af denne teori.

Under alle omstændigheder burde de indirekte effekter på *non-target*-arter spille en langt større rolle i vurderingen af, om et pesticid kan godkendes, og hvordan det i givet fald kan anvendes bæredygtigt.

Negative effekter på biologisk kontrol med skadevoldere

Med kilde i Buckwell & Armstrong-Brown (2004) anførte Newton (2017), at mens fx en kornmark kan indeholde 700-800 forskellige arter af insekter, hvoraf måske kun 10 % optræder som skadedyr, så bliver typisk alle insekterne fjernet ved insekticid-sprøjtningen, herunder også de såkaldte nytteorganismer (rovbiller mv.). Det aktualiserer typisk fornyet sprøjtning mod bladlus kort efter behandlingen, idet bladlus under de rette klimatiske omstændigheder opformerer eksponentielt, hvis der ikke forekommer naturlige fjender i passende antal.

Pisa *et al.* (2017) viste med kilde i Bredeson *et al.* (2015), hvordan sprøjtning mod bladlus med thiamethoxam i hvedemarker betød, at mariehønsene *Coccinellidae*, som åd bladlus med sub-letale doser, selv pådrog sig sub-letale skader, der nedsatte deres evne til at jage bladlus. Derved dæmpedes den biologiske kontrol med skadevoldere med potentielt behov for fornyet sprøjtning til følge. Med kilde i Chintalapati *et al.* (2016) viste samme forfattere, hvordan sprøjtning med neonicotinoider har ført til forskydning af konkurrencen mellem forskellige skadedyr i rismarker, som førte til voldsom opformering af en art, som var mindre påvirkelig af midlet.

Ligeledes viste Smith *et al.* (2016) i en undersøgelse af effekterne af brugen af bejdsemidler på såsæd af majs og soyabønner i et toårigt feltforsøg i USA, hvordan bejdsemidlet påvirkede de naturligt forekommende, jordlevende frøædere og -patogener i negativ retning, så overlevelsen af ukrudstfrø tiltog og dermed mængden af ukrudt (med øget behov for ukrudstsprøjtning til følge).

Med kilde i Kurwadkar & Evans (2016) opsummerede Pisa *et al.* (2017), at "overordnet set, så resulterer den kombinerede effekt af øget dødelighed hos *non-target*-arter, der optræder som naturlige bekæmpere af skadedyr, og den sekundære forgiftning og sub-letale forringelse af deres evne til at prædere på skadedyr, i en mangelfuld kontrol med skadedyrene, som ofte vil føre til genopformering af disse – et klart eksempel på fejlslagen skadedyrkontrol" (forf. oversættelse).

Geiger *et al.* (2010) konkluderede, at trods årtiers europæisk politik m.h.t. at forbyde skadelige pesticider, vedbliver de negative effekter på vilde planter og dyr med at eksistere, hvilket samtidig reducerer mulighederne for biologisk kontrol af skadevoldere. Hvis biodiversiteten i Europa skal genetableres og mulighederne skabes for en afgrødeproduktion, der udnytter biodiversitetsbaserede økosystemtjenester som fx biologisk kontrol af skadevoldere, så må der ifølge forskerne bag artiklen skabes et bredt, europæisk skifte i retning af dyrkning med minimalt brug af pesticider over store arealer. Forfatterne beskriver herved, hvor grundlæggende svært det er at vende en nedadgående spiral til en opadgående: Det er vanskeligt at dokumentere effekterne af biologisk kontrol af skadevoldere, så længe de organismer, der skal udføre den, ikke kan trives i landskabet grundet for høje baggrunds niveauer af pesticider.

Dalgaard *et al.* (2020) har systematisk beregnet omkostningerne ved etablering af biodiversitetsfremmende tiltag i agerlandet, og har i den forbindelse helt set bort fra den økonomiske betydning af de økosystemtjenester, sådanne tiltag vil bidrage med. Direkte adspurgte svarer forfatteren til de økonomiske afsnit i rapporten, Jesper Sølvér Schou, Københavns Universitet, i en mail af 27.12.20 til forf., at det er rigtigt, "at økosystemtjenester hører med i en fuld samfundsøkonomisk analyse, men for at kunne give et kvalificeret bud på disse skal vi have estimater for størrelsesordenen fra vores naturvidenskabelige kolleger og i øvrigt have passende estimater for værdien heraf. Og her er vi ikke i mål endnu, særligt da det rigtig interessante ville være at kunne opgive effekterne specifikt for de enkelte virkemidler. Men det må komme i anden eller tredje version."

Pywell *et al.* (2015) har vist, at det faktisk er muligt at øge udbytte samtidig med, at man som landmand skaber gode forhold for Agerhøne og andet vildt (eftersom vilkårene for 'nyttedyr' samtidig forbedres). Forskerne viste således i et fuldskalaforsøg over 900 ha i Midtengland, hvordan udtag af 3-5 % af den dårligste jord i markblokke på 50-60 ha til vildtplejetiltag mv. ikke påvirkede det samlede dækningsbidrag for markblokken negativt, men for visse afgrøder tværtimod havde en positiv effekt som følge af dæmpning af skadedyrsangreb og øget bestøvning (således op til 25-35 % øgning af udbytte på de tilbageværende arealer).

Tschumi *et al.* (2016) konkluderede efter gennemførte fuldskalaforsøg, at skræddersyede blomsterstriber kan være et effektivt tiltag til fremme af naturlige fjender og kontrol med lus i tilgrænsende afgrøder. Især skræddersyede blomsterstriber langs kartoffelmarker kan hjælpe med til at reducere pesticidforbruget, da

blomsterstriberne signifikant reducerer sandsynligheden for, at man når tærsklen for, hvornår sprøjtning er nødvendig. Det skyldes især understøttelsen af svirrefluebestande. Forskerne anbefaler derfor etablering af skræddersyede blomsterstriber som en lovende forvaltningsform, der kan forene målene om økologisk intensivering og beskyttelse af biodiversitet.

Albrecht *et al.* (2020) har i en syntese af 18 studier af effekterne af blomsterstriber på kontrol af skadevoldere og 17 studier af effekten på bestøvning konstateret, at blomsterstriber forbedrer den biologiske kontrol af skadegørere med gennemsnitligt 16 % i de tilgrænsende afgrøder, mens billedet for bestøvning var mere broget.

Også Holland *et al.* (2020) har arbejdet systematisk med udvikling af metoder til at identificere værdien af semi-naturlige habitater for biologisk kontrol, men måtte konkludere, at resultaterne af en række fuldskalaforsøg fortsat er afhængige af de sammenhænge, de semi-naturlige habitater indgår i. Det indikerer ifølge forfatterne, at nogle mere målrettede tilgange er nødvendige. Tiltagene kunne fx inkludere design af nye habitater eller modificeringer af eksisterende habitater til understøttelse af den type naturlige fjender, der er nødvendige i forhold til specifikke afgrøder eller skadevoldere.

Tscharntke *et al.* (2016) har kortlagt, hvorfor tilstedeværelsen af naturlige habitater i visse tilfælde synes at fejle m.h.t. at fremme den biologiske kontrol med skade-

voldere. De når frem til fem hypoteser, nemlig

- at skadevolderne måske ikke har nogen naturlige fjender i et givent område,
- at de naturlige habitater måske er en større kilde til skadevoldere end til deres fjender,
- at afgrøderne måske tilvejebringer flere ressourcer for de naturlige fjender, end de naturlige habitater gør,
- at de naturlige habitater måske er utilstrækkelige m.h.t. antal og tæthed eller
- at den landbrugsmæssige praksis er til hinder for etableringen af naturlige fjender fra de tilstødende habitater i afgrøden.

Forskerne konkluderede, at den relative betydning af naturlige habitater for biokontrol kan variere dramatisk, afhængig af afgrødetype, skadevoldere og prædatorer samt forvaltning og struktur af landskabet. De påpeger, at disse variationer nødvendigvis må tages i betragtning, når man vil designe foranstaltninger til fremme af biokontroltjenester – fx i form af (gen)etablering eller vedligeholdelse af naturlige habitater.

Hvordan kan fremtiden se ud?

I en 360-graders scanning af de globalt set mest påtrængende emner for beskyttelse af biodiversiteten indplacerede Sutherland *et al.* (2021) en overgang til bæredygtigt landbrug i alle indiske stater på top-15-listen. Dette som



De indirekte effekter af den omfattende giftsprøjtning på fugle og hele økosystemer er vidtrækkende. Foto: Erik Thomsen.

modsvaret til den såkaldte grønne revolution, som pålagde millioner af landbrug en *high input*-dyrkningsform til ubodelig skade for ikke blot biodiversiteten, men også bøndernes sundhed og økonomi mv. Delstaten Andhra Pradesh er angiveligt nået langt m.h.t. bæredygtigt landbrug og burde i forskernes øjne danne mønster for ikke blot de øvrige indiske stater, men for tilsvarende landbrugsmæssige ændringer i resten af verden.

Vanbergen *et al.* (2020) opstillede med kilde i IPBES (2016) en meget illustrativ oversigt over kontinuummet mellem intensivering og *redesign* af dyrkningssystemerne, nemlig mellem det intensive, høj-input landbrug, vi kender i dag, og så den *ecological intensification/climate-smart agriculture*, der burde være endemålet.

Endemålet er dyrkningssystemer baseret på udnyttelse af økosystemtjenester frem for høj-input systemer – hvilket selvsagt forudsætter intakte økosystemer, der kan levere tjenesterne. Det er de selvsamme økosystemer og tjenester, som den intensive landbrugsproduktion i dag undertrykker i en fortsat nedadgående spiral.

Forfatterne beskriver, hvorledes der næppe findes nogen *one size fits all*-løsning på, hvordan vi skal imødekomme den forventelige stigning i det globale fødevarerbehov, og at valget af dyrkningssystemer – og vejen mod endemålet – vil afhænge af de lokale sammenhænge.

Første skridt er *Sustainable Intensification* (fx præcisionslandbrug, hvor pesticiderne målrettes de steder, hvor der er brug for dem). Dernæst følger forskellige former for *substitution*, herunder integreret plantebeskyttelse og økologiske driftsformer, og først derefter når vi til egentligt *redesign*, hvor *Conservation Agriculture* nævnes indledningsvist. Denne dyrkningsform praktiseres allerede i et vist omfang i Danmark til gavn for bl.a. Sanglærke (se bl.a. Hundebøl & Axelsen 2022), men også Agerhøne og en række fuglearter, der lever af jordlevende invertebrater (Pedersen & Wejdling 2019), uagtet, at der fortsat er forbundet et pesticidforbrug med dyrkningsformen.

Resten af *redesign*-kæden består i kronologisk orden af hhv. *diversified* og *agroecological farming*, inden endemålene *ecological intensification* og *climate-smart agriculture*.

Forfatterne konkluderer, at landbrugets transformation vil kræve multifunktionel landskabsplanlægning med inddragelse af aktører på tværs af sektorer, hvis uønskede konsekvenser skal imødegås. Ultimativt, siger forfatterne, afhænger transformationen af folks accept af – og evne til – at finde nye veje at agere på som reaktion på den aktuelle miljømæssige krise.

Herved ligger Vanbergen *et al.* (2020) på linje med

de tidligere omtalte forskerkredse omkring Schäfer *et al.* (2019) og Topping *et al.* (2020). Schäfer *et al.* påpeger således at der i første omgang er brug for, at der indføres højere sikkerhedsfaktorer, og dernæst, at der udvikles mere håndholdt, superviseret anvendelse af pesticider (demonstration i netværk af landbrug og monitorering af effekterne i virkelige landskaber). Der skal, siger forfatterne, sættes fokus på forvaltning af konkrete arealer og sikres aktør-inddragelse, idet pesticidforbruget skal afpasses til de faktiske omgivelser.

I samme retning peger Topping *et al.* (2020), som foreslår, at når først de initiale koncentrationsgrænser er fundet – og vel at mærke underbygget ved sammenlignende analyser – bør de føde ind i en landskabsanalyse, baseret på modellering, som helt kan overflødiggøre den nuværende fler-niveaumodel. En tilgang baseret på landskabsforvaltning vil, påpeger forfatterne, muliggøre opstilling af skræddersyede afværgeforanstaltninger, der tilmed kan kobles til andre landbrugspolitiske tiltag som eksempelvis tilskudsordninger (fx tilskud til blomsterstriber og naturislet i dyrkningsfladen).

Hertil kommer det ret simple forhold, at pesticidforbruget i europæisk landbrug formentlig vil kunne nedbringes yderligere uden nedgang i udbytter og dækningsbidrag, som påvist af bl.a. Lechenet *et al.* (2017). En konkret analyse af pesticidforbrug, udbytter og dækningsbidrag på et stort antal konventionelle landbrug i Frankrig viste, at over halvdelen af brugene ville kunne reducere deres pesticidforbrug med omkring 50% uden nedgang i hverken udbytter eller dækningsbidrag. Det var – ikke så overraskende – især de brug, der havde det største forbrug, der kunne reducere mest.

Disse budskaber må bringes ind i den forestående revision af EU's regler for bæredygtig pesticidanvendelse, som forhåbentlig kan bringe jordbruget videre på rejsen mod *ecological intensification* og *climate-smart agriculture*.

Tak

Der skal rettes en stor tak til Bo Svenning Petersen for detaljeret indføring i godkendelsesregler og -praksis for pesticider og derudover talrige konstruktive kommentarer til manuskriptet, samt til en anonym reviewer for yderligere kommentarer og præciseringer.

Referencer

- Addy-Orduna, L.M., J.C. Brodeur & R. Mateo 2019: Oral acute toxicity of imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin in eared doves: A contribution for the risk assessment of neonicotinoids in birds. – *Sci. Total Environ.* 650: 1216-1223.
- Albrecht, M., D. Kleijn, N.M. Williams, M. Tschumi... & L. Sutter 2020:



Sanglærken er en af de arter, der er gået stærkt tilbage i agerlandet, men der er også andre forhold end pesticiderne, der påvirker bestanden negativt. Foto: Erik Biering.

- The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. – *Ecol. Lett.* 23: 1488-1498.
- Beketov, M.A., B.J. Kefford, R.B. Schäfer & M. Liess 2013: Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. – *P. Natl. Acad. Sci.* 110: 11039-11043
- Boatman, N.D., N.W. Brickle, J.D. Hart, T.P. Milsom ... & P.A. Robertson 2004: Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. – *Ibis* 146: 131-143.
- Bredeson, M.M., R.N. Reese & J.G. Lundgren 2015: The effects of insecticide dose and herbivore density on tri-trophic effects of thiamethoxam in a system involving wheat, aphids, and ladybeetles. – *Crop Prot.* 69: 70-76.
- Bro, E., F. Millot, A. Decors & J. Devillers 2015: Quantification of potential exposure of grey partridge (*Perdix perdix*) to pesticide active substances in farmlands. – *Sci. Total Environ.* 521-522: 315-325.
- Bro, E., J. Devillers, F. Millot & A. Decors 2016: Residues of plant protection products in grey partridge eggs in French cereal ecosystems. – *Environ. Sci. Pollut. R.* 23: 9559-9573.
- Buckwell, A. & S. Armstrong-Brown 2004: Changes in farming and future prospects – technology and policy. – *Ibis* 146: 14-21.
- Carson, R. 1962: *The Silent Spring*. – Houghton Mifflin Company.
- Chintalapati, P., G. Katti, R.R. Puskur & V.K. Nagella 2016: Neonicotinoid-induced resurgence of rice leafhopper, *Cnaphalocrocis medinalis* (Guénee). – *Pest Manag. Sci.* 72: 155-161.
- Cramp, S. 1962: *The Second Report of the Joint Committee of the British Trust for Ornithology and the Royal Society for the Protection of Birds on Toxic Chemicals*. – RSPB, Sandy.
- Dalgaard, T., M.N. Jacobsen, V.M. Odgaard, F.B. Pedersen ... & J.S. Schou 2020: Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer. – DCA rapport nr. 178.
- de Montaigu, C.T. & D. Goulson 2020: Identifying agricultural pesticides that may pose a risk for birds. – *PeerJ* 8:e9526 DOI 10.7717/peerj.9526
- de Montaigu, C.T. & D. Goulson 2022: Field evidence of UK wild bird exposure to fudioxonil and extrapolation to other pesticides used as seed treatments. – *Environ. Sci. Pollut. R.* 29: 22151-22162.
- Dudley, N., S.J. Attwood, D. Goulson, D. Jarvis ... & J. Pretty 2017: How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems? – *Biol. Conserv.* 209: 449-453.
- Elmegaard, N., P.N. Andersen, P. Odderskær & A. Prang 1999: Food supply and breeding activity of Skylarks in fields with different pesticide treatment. Pp. 1058-1069 i: N.J. Adams & R.H. Slotow (eds): *Proc. 22 Int. Ornithol. Congr., Durban. Johannesburg: BirdLife South Africa.*
- Ertl, H.M.H., M.A. Mora, D.J. Brightsmith & J.A. Navarro-Alberto 2018: Potential impact of neonicotinoid use on Northern bobwhite (*Colinus virginianus*) in Texas: A historical analysis. – *PLoS ONE* 13(1): e0191100
- Gaffard, A., O. Pays, K. Monceau, M. Teixeira ... & J. Moreau 2022: Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. – *Environ. Pollut. doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005*
- Geiger, F., J. Bengtsson, F. Berendse, W. Weisser ... & P. Inchausti 2010: Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. – *Basic Appl. Ecol.* 11: 97-105.
- Groh, K., C. vom Berg, K. Schirmer & A. Tilili 2022: Anthropogenic Chemicals as Underestimated Drivers of Biodiversity Loss: Scientific and Societal Implications. – *Environ. Sci. Technol.* 56: 707-710.

- Hallmann, C.A., R.P.B. Foppen, C.A.M. van Turnhout, H. de Kroon & E. Jongejans 2014: Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. – *Nature* 511: 341-343.
- Hallmann, C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel ... & H. de Kroon 2017: More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas. – *PLoS ONE* 12(10): e0185809
- Holland, J.M., P. Jeanneret, A.-C. Moonen, W. van der Werf ... & E. Veromann 2020: Approaches to Identify the Value of Seminal Habitats for Conservation Biological Control. – *Insects* 11: 195.
- Hundebøl, N.R.G. & J.A. Axelsen 2022: Eurasian Skylarks in conservation agriculture. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 116: 17-24.
- IPBES 2016: The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn.
- Kurwadkar, S. & A. Evans 2016: Neonicotinoids: systemic insecticides and systematic failure. – *B. Environ. Contam. Tox.* 97: 745-748.
- Lechenet, M., F. Dessaint, G. Py, D. Makowski & N. Munier-Jolain 2017: Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. – *Nat. Plants* 3(3): 1-6.
- Meltofte, H., B.G. Hansen, F. Riget & T. Dabelsteen 2016: Ynglefuglene i Strødamreservatet i Nordsjælland 1986-2014 med en diskussion af danske skovfugles trivsel. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 110: 73-111.
- Miljøstyrelsen 2021: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2019. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. – Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 48.
- Moeslund, J.E., B. Nygaard, R. Ejrnæs, N. Bell ... & P. Wind 2019: Den danske Røddliste. – Aarhus Universitet, DCE.
- Morris, A.J., J.D. Wilson, M.J. Whittingham & R.B. Bradburry 2005: Indirect effects of pesticides on breeding Yellowhammers *Emberiza citrinella*. – *Agr. Ecosyst. Environ.* 47: 215-226.
- Møller, A.P., D. Czeszczewik, E. Flensted-Jensen, J. Erritzøe ... & W. Walankiewicz 2021: Abundance of insects and aerial insectivorous birds in relation to pesticide and fertilizer use. – *Avian Res.* 12: 43.
- Navntoft, S., P. Esbjerg, J.E. Ørum, A.-M. Jensen ... & K. Kristensen 2007: Effects of mechanical weed control in spring cereals – flora, fauna and economy. – *Pesticides Research* 114. Danish Ministry of the Environment.
- Newton, I. 2017: Farming and Birds. – Collins New Naturalist Library.
- Northern Zone 2020: Pesticide risk assessment for birds and mammals. Selection of relevant species and development of standard scenarios for higher tier risk assessment in the Northern Zone in accordance with Regulation EC 1107/2009, version 2.0.
- Odderskær, P., C. Topping, J. Rasmussen, M.B. Petersen ... & M. Erlandsen 2006: Ukrudtsstriglingens effekter på dyr, planter og ressourceforbrug. – Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 105. Miljøstyrelsen.
- Pedersen, J.L. & H. Wejdling 2019: Conservation Agriculture, agerhønsene og de andre fugle. – *MOMENTUM+* (4): 16-20.
- Pisa, L., D. Goulson, E.C. Yang, D. Gibbons ... & J.-M. Bonmatin 2017: An update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on systemic insecticides. Part 2: impacts on organisms and ecosystems. – *Environ. Sci. Pollut. R.* DOI 10.1007/s11356-017-0341-3
- Poliserpi, M.B., D.S. Cristos & J.C. Brodeur 2021: Imidacloprid seed coating poses a risk of acute toxicity to small farmland birds: A weight-of-evidence analysis using data from the grayish bay-wing *Agelaioides badius*. – *Sci. Total Environ.* 763: 142957, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142957
- Potts, G.R. 1986: The Partridge, Pesticides, Predation and Conservation. – Collins, London.
- Potts, G.R. 2012: Partridges. – *New Naturalist* 121, Collins, London.
- Potts, G.R. & N.J. Aebischer 1995: Population dynamics of the Grey Partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. – *Ibis* 137 (Suppl.): 29-37.
- Pywell, R.E., M.S. Heard, B.A. Woodcock, S. Hinsley ... & J.M. Bullock 2015: Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. – *Proc. R. Soc. B* 282, 20151740.
- Rands, M.R.W. 1985: Pesticide use on cereals and the survival of Partridge chicks: a field experiment. – *J. Appl. Ecol.* 22: 49-54.
- Schäfer, R.B., M. Liess, R. Altenburger, J. Filser ... & M. Scheringer 2019: Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intention and reality. – *Environ. Sci. Eur.* 31. 10.1186/s12302-019-0203-3
- Smith, R.G., L.W. Atwood, M.B. Morris, D.A. Mortensen & R.T. Koide 2016: Evidence for indirect effects of pesticide seed treatments on weed seed banks in maize and soybean. – *Agr. Ecosyst. Environ.* 216: 269-273.
- Sotherton, N.W. & J. Holland 2003: Indirect effects of pesticides on farmland wildlife. Pp. 1173-1195 i: D.J. Hoffmann, B.A. Rattner, G.A. Burton & J. Cairns (eds): *Handbook of Ecotoxicology*, 2. edition. – Lewis, Boca Raton.
- Stehle, S. & R. Schulz 2015: Pesticide authorization in the EU-environment unprotected? – *Environ. Sci. Pollut. R.* 22: 19632-19647.
- Sutherland, W.J., P.W. Atkinson, S. Broad, S. Brown ... & A. Thornton 2021: A 2021 Horizon Scan of Emerging Global Biological Conservation Issues. – *Trends Ecol. Evol.* 36: 87-97.
- Topping, C.J. 2005: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. – NERI Technical Report No. 527.
- Topping, C.J. & P. Odderskær 2004: Modeling the influence of temporal and spatial factors on the assessment of impacts of pesticides on skylarks. – *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 509-520.
- Topping, C.J., A. Aldrich & P. Berny 2020: Overhaul environmental risk assessment for pesticides. Align regulation with environmental reality and policy. – *Science* 367 (6476): 360-363.
- Tscharntke, T., D.S. Karp, R. Chaplin-Kramer, P. Batáry ... & W. Zhang 2016: When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. – *Biol. Conserv.* 204 (Part B): 449-458.
- Tschumi, M., M. Albrecht, J. Collatz, V. Dubsky ... & K. Jacot 2016: Tailored flower strips promote natural enemy biodiversity and pest control in potato crops. – *J. Appl. Ecol.* 53: 1169-1176.
- Vanbergen, A.J., M.A. Aizen, S. Cordeau, L.A. Garibaldi ... & J.C. Young 2020: Transformation of agricultural landscapes in the Anthropocene: Nature's contributions to people, agriculture and food security. – *Adv. Ecol. Res.* 63: 193-253.
- Vikstrøm, T. & C.M. Moshøj 2020: Fugleatlas. De danske ynglefugles udbredelse 2014-2017. – Lindhardt og Ringhof.
- Ørum, J.E., L.N. Jørgensen & P. Kudsk 2015: Hvad fortæller sprøjtejournalerne? Pp. 234-237 i: Sammen drag af indlæg: Plantekon gres 2015. – Landbrug og fødevarer SEGES.

Forfatterens adresse:

Henrik Wejdling (henrik@wejdling.dk), Ålehusvej 20, 4160 Herlufmagle