



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner

Bekæmpelsesmiddelforskning fra  
Miljøstyrelsen nr. 149, 2013

**Titel:**

Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner

**Redaktion:**

Strandberg, B., Sørensen, P. B., Damgaard, C., Bruus, M.,  
Strandberg, M., Navntoft, S., Nielsen, K. E.

**Udgiver:**

Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K  
www.mst.dk

**År:**

2013

**ISBN nr.**

978-87-92903-90-7

**Ansvarsfraskrivelse:**

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b> .....	<b>7</b>
<b>Summary</b> .....	<b>9</b>
<b>Formål</b> .....	<b>11</b>
<b>1. Baggrund</b> .....	<b>13</b>
1.1 Betydningen af herbicidfri randzoner for blomstring og plantesammensætning i hegn .....	14
1.2 Plantesammensætning og diversitet i økologiske hegn.....	15
1.3 Udvikling af plantebaserede indikatorer .....	16
1.4 Projektopbygning.....	17
1.5 Hypoteser .....	18
<b>2. Materialer og metoder</b> .....	<b>19</b>
<b>3. Resultater</b> .....	<b>23</b>
3.1 Dosis-respons forsøg med rødkløver og mælkebøtte .....	23
3.2 Blomstring af bundflora i ti hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone.....	23
3.3 Blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle i hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone .....	25
3.4 Artsammensætning og diversitet af bundflora i hegn på økologiske og konventionelle brug.....	28
3.5 Forekomsten af potentielle indikatorarter i hegn på økologiske hhv. konventionelle brug .....	30
3.6 Planteegenskaber som indikator for pesticideksponeringen af bundfloraen i hegn på økologiske og konventionelle brug.....	31
3.7 Undersøgelse af betydningen af herbicidfri randzoner for plantediversiteten .....	33
<b>4. Generel diskussion</b> .....	<b>37</b>
4.1 Blomstringsintensitet .....	38
4.1.1 Specificitet .....	38
4.1.2 Følsomhed .....	38
4.1.3 Relevans og funktionel betydning .....	38
4.1.4 Repræsentativitet.....	39
4.1.5 Reproducerbarhed, målbarhed, referenceværdier og krævet viden .....	39
4.2 Artssammensætning.....	39
4.2.1 Specificitet .....	39
4.2.2 Følsomhed .....	39
4.2.3 Repræsentativitet.....	40
4.2.4 Reproducerbarhed, målbarhed, referenceværdier og krævet viden .....	40
4.3 Planteegenskaber .....	40
4.3.1 Relevans og funktionel betydning.....	41
4.3.2 Repræsentativitet.....	41
4.4 Diversitet af blomstersøgende insekter .....	41
<b>5. Konklusioner</b> .....	<b>43</b>

<b>6. Perspektivering.....</b>	<b>45</b>
<b>Referencer .....</b>	<b>47</b>
<b>Bilag 1:   Herbicide effects on plant flowering – a potential indicator of           herbicide exposure .....</b>	<b>53</b>
<b>Bilag 2:   Selection on plant traits in hedgerow vegetation: the effect of the           time since conversion from conventional to organic farming.....</b>	<b>69</b>

# Forord

Denne rapport præsenterer resultaterne fra det treårige projekt ”Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner”.

Etableringen af sprøjtefri randzoner forventes at reducere eksponeringen af de marknære småbiotoper overfor pesticider og kan derfor også forventes at have en positiv effekt på biodiversiteten i disse biotoper. Varigheden af den reducerede eksponering er imidlertid afgørende for effekten på biodiversiteten. I projektet har vi derfor udviklet indikatorer, der er velegnede dels hvor randzonen etableres ét eller få år og hvor der sker en længerevarende etablering af en pesticidfri zone eller omlægning til pesticidfri landbrugsdrift.

Projektet har været fokuseret på at udvikle indikatorer baseret på planter idet planter udgør en central del af agro-økosystemet og det første led i fødekæden, de er stedbundne og må derfor forventes at respondere mere direkte på lokale ændringer som etablering af sprøjtefri randzoner end dyr, der er mere mobile, tidsmæssigt variable og ikke kun afhængige af forholdene i den enkelte biotop.

Hovedresultaterne fra projektet præsenteres som to videnskabelige artikler (Strandberg et al., in prep. a) og (Damgaard et al., submitted), der findes som bilag til rapporten (Bilag 1 og 2) og sammendrages og diskuteres i rapporten.

I tilknytning til projektet er desuden gennemført en mindre undersøgelse af betydningen af herbicidfri randzoner for humlebier og sommerfugle i og langs hegn (Navntoft et al., 2011). Resultaterne fra dette arbejde er sammenfattet i nærværende rapport og indgår desuden i diskussion og konklusioner. Specialeprojektet ”Herbicidet Starane 180S' effekt på pollenproduktionen hos mælkebøtte og rødkløver - påvirkninger af fødeudbuddet i markhegn på konventionelle og økologiske brug” (Christensen, 2008), har været en væsentlig inspiration i forbindelse med udviklingen af korttidsindikatoren. I specialet blev effekten af Starane 180S på pollenproduktionen hos mælkebøtte og rødkløver undersøgt. Resultaterne viste imidlertid at herbicidet ved eksponering umiddelbart før blomsterne sprang ud havde langt størst effekt på mængden af blomster pr. plante (blomstringsintensiteten). Effekten på blomstringen sås umiddelbart efter eksponeringen og det gav ideen til udviklingen af en korttidsindikator baseret på effekten på blomstringen.

Projektet er udført af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, og medarbejdere fra Københavns Universitet, Life, har medvirket i insektundersøgelsen. Søren Navntoft, KU-Life, har desuden bidraget til nærværende rapport.

Projektgruppen vil gerne takke alle landmænd som har stillet hegn til rådighed for undersøgelserne. Desuden takkes chefkonsulent Klaus D. Johansen, LRØ rådgivning, for hjælp med etablering af kontakter til landmændene, hvor udviklingen af korttidsindikatoren er foregået. Vi vil desuden takke følgegruppen i Miljøstyrelsen, hvis medlemmer fremgår nedenfor, for diskussioner og gode råd gennem projektførelsen. Specielt vil vi rette en tak til Rasmus Ejrnæs, Morten Elmeros, Lise Samsøe-Petersen og Jens Erik Ørum for konstruktive kommentarer til en tidligere version af rapporten.

Følgeruppen bestod af:

- Jørn Kirkegaard (leder), Lise Samsøe-Petersen, Henrik Brødsgaard og Jørgen Schou, Miljøstyrelsen
- Jens Erik Jensen, Videncentret for Landbrug
- Thomas Secher, Naturhistorisk Museum, Aarhus Universitet
- Jens Erik Ørum, Fødevarøkonomisk Institut, Københavns Universitet
- Rasmus Ejrnæs og Morten Elmeros, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
- Helle Ørsted Nielsen, Berit Hasler, og Anders Branth Pedersen, Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab
- Ivar Lund, Syddansk Universitet, Institut for Teknologi og Innovation

Silkeborg 31. januar 2012

Beate Strandberg (projektleder)

Peter Borgen Sørensen

Christian Damgaard

Marianne Bruus

Morten Strandberg

Knud Erik Nielsen

Søren Navntoft

# Sammenfatning

Projektet har undersøgt og udviklet en række mulige indikatorer for biodiversitetsforbedringer i bundfloraen i hegn som følge af reduceret pesticidbelastning. Disse omfatter såvel planteindikatorer herunder både en funktionel indikator, dvs. blomstringsintensitet, og en artsindikator, som diversiteten af blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle. Desuden blev muligheden for at benytte planteegenskaber som indikator undersøgt. På baggrund af de planteegenskaber, der i dag findes informationer om i databaser, var det ikke muligt at identificere en indikator for reduceret pesticidbelastning baseret på planteegenskaber. Ligeledes var det ikke muligt at etablere en indikator for reduceret pesticidbelastning på baggrund af diversiteten af blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle. Vi fandt imidlertid at både blomstringsintensitet, dvs. antallet af blomster pr. plante, og forekomsten af udvalgte arter gav god indikation på effekterne af reduceret pesticidbelastning som følge af etablering af herbicidfri randzoner og omlægning til økologisk jordbrug og potentielt vil kunne udvikles til indikatorer for reduceret herbicidbelastning.

Undersøgelsen inkluderer effekter af reduceret pesticidbelastning på bundfloraen i hegn dels ved etablering af en herbicidfri randzone langs hegnet dels som følge af omlægning af nabomarkerne til økologisk drift. Undersøgelsen af artssammensætning og blomstring af bundfloraen i hegn langs marker med og uden randzone inkluderede 10 hegn medens den sammenlignende undersøgelse af bundfloraen i hegn på konventionelle og økologiske brug omfattede 95 hegn hvoraf 53 hegn fandtes på økologiske og 42 på konventionelle jordbrug.

Vi fandt en signifikant forøgelse af blomstringsintensitet, dvs. antallet af blomster pr. plante, hos 1/3 af de tokimbladede arter i hegn, hvor der var en herbicidfri randzone langs hegnet, og desuden blomstrede yderligere 5 arter udelukkende hvor der var en sådan randzone. Forøgelsen af blomstringsintensiteten skete for de fleste arter allerede samme år som randzonen blev etableret og kan derfor benyttes som en hurtigt reagerende indikator. Vi kan på baggrund af det gennemførte markforsøg, hvor randzonen var 20-24 m bred, ikke vurdere hvorvidt smallere randzoner vil resultere i en lignende positiv effekt på blomstringsintensiteten. Da mængden af blomster ikke bare har betydning for plantens fitness, men også for dyr, der benytter blomsterne som fødekilde, vil blomstringsintensitet være anvendelig som biodiversitetsindikator. I projektet blev dog ikke registret målbare ændringer i diversiteten af humlebier og sommerfugle. Antal og diversitet af sommerfugle og især humlebier var generelt meget lav. Da insektundersøgelsen kun gennemførtes det første år med herbicidfri randzone kan vi ikke konkludere hvorvidt en forøget blomstring i hegnet på længere sigt vil have betydning for diversiteten af humlebier og sommerfugle. Andre undersøgelser peger på, at det omgivende landskab og herunder tilgængeligheden af føde og levesteder er af stor betydning og dermed også må formodes at have betydning for den mulige positive effekt en forøget blomstring kan have på disse insekter.

Vi fandt, at artssammensætningen af bundfloraen var signifikant forskellig på økologiske og konventionelle brug. På baggrund af arternes forekomst var det muligt at udpege en række arter, der forekom signifikant hyppigere i økologiske hegn og dermed er potentielle indikatorer for økologiske hegn. Generelt forekom der også flere af disse 16 arter i økologiske hegn sammenlignet med konventionelle. Samspillet med andre kårfaktorer er ikke belyst i undersøgelsen og vi kan dermed ikke udelukke at andre faktorer end den manglende (stærkt reducerede) pesticideksponering som følge af den økologiske driftsform var medvirkende til den forøgede forekomst i økologiske hegn. I hegnene, hvor der blev etableret en herbicidfri randzone i nabomarken, fandt vi, at tre arter agertidsel, smalbladet rapgræs og haremad, blev signifikant hyppigere i løbet den treårige periode (2009-2011), hvor forsøget blev gennemført. To af disse,

nemlig agertidse og smalbladet rapgræs, indgik også på listen over mulige indikatorarter for økologiske hegn. Det peger på, at disse arter er blandt de første arter, der reagerer på en reduktion i pesticidbelastningen og allerede reagerer på ændringerne indenfor de første år efter etablering. Generelt steg artsdiversiteten dog ikke over den treårige periode og vores undersøgelse peger på at målelige og blivende forbedringer i diversiteten af planter i hegn som følge af reduceret herbicidbelastning kræver længerevarende eller måske permanente foranstaltninger.



# Summary

The project aimed at developing biodiversity indicators reflecting changes following reduced pesticide exposure of hedgerow ground vegetation as a result of pesticide-free buffer zones or transition to organic management. A number of possible biodiversity indicators have been investigated. These include flowering intensity, plant species composition, and diversity of flower visiting bumblebees and butterflies. Furthermore, the use of plant traits as a possible indicator of organic management was tested. Regarding plant traits, it was found necessary to include more traits in the databases responding more directly to pesticide exposure and specifically to cessation of pesticide exposure if plant traits should be developed into an indicator. Based on this, the null hypothesis assuming that functional traits is a robust and sensitive measure of effects of reduced pesticide exposure on hedgerow vegetation was rejected.

The study included vegetation data from 95 hedgerows of which 53 and 42 were located at organic and conventional farms, respectively. In addition, flowering intensity of ground flora and bumblebee and butterfly diversity were monitored in 10 hedgerows next to fields that were sprayed by herbicides during the period mid-April to late June. Along half of each hedgerow a 20-24 wide herbicide-free buffer zone was placed, the other half served as reference where flowering potentially was affected by the spraying. Flowering intensity was measured five times a year in three years (2009-2011) whereas pollinator diversity was only investigated for a three month period June-August 2009.

Establishment of a 20-24 m wide buffer zone along hedgerows resulted in significant increases in flowering intensity; i.e. the number of flowers per plant; of hedgerow ground flora; and buffer zone was the factor that best explained the observed differences in flowering intensity between the hedgerows. Five species only flowered in hedgerows buffered by an herbicide-free zone. In addition, the flowering intensity increased significantly for one-third of the rest of the dicot species in hedgerow ground vegetation next to fields where buffer zones were established. The increase in flowering intensity was observed for most of the responding species the year the buffer zone was established. Thus the project supports the null hypothesis assuming that flowering intensity is a good candidate indicator for biodiversity improvements following establishment of herbicide-free buffer zones.

Based on the field experiment it was not possible to conclude about the importance of the width of the buffer zone. A 20-24 m wide buffer zone is expected to reduce the pesticide exposure by app. 90 %. Dose-response experiments with exposure of red clover (*Trifolium pratense*) and dandelion (*Taraxacum vulgare*) to the herbicide Starane 180S with the active ingredient fluroxypyr at the bud stage significantly reduced flowering of both species even at low doses (Figure 3.1, side 20). This suggests that a significant reduction in the pesticide exposure is needed and thus a relatively wide buffer zone before reaching a positive effect on flowering intensity. Furthermore, flowering intensity as indicator may also be relevant when looking for biodiversity effects on flower visiting insects such as pollinators.

The small study of flower visiting bumblebees and butterflies (Navntoft et al., 2011), however, did not show any positive effect of increased flowering intensity in hedgerows buffered by a herbicide-free zone on numbers and diversity of flower visiting insects. Therefore, the null hypothesis assuming that establishment of herbicide-free buffer zones will have an immediate and positive effect on the diversity of flower visiting insects was not supported by the project. Hedgerow ground vegetation at conventional farms represents a poor floral resource for bumblebees and butterflies.

Butterflies and especially bumblebees require a constant supply of pollen and nectar from spring to autumn. We found that there were time gaps without any flowering of the selected food plants in the hedgerows during the activity period of the insects. The hedgerows, therefore, did not provide continuous food resources for bumblebees and butterflies and activity and diversity of both bumblebees and butterflies in hedgerows were low despite establishment of 18-24 m herbicide-free buffer zones next to the hedgerows. One-year herbicide-free field margins seemed therefore to be an inadequate mitigation method for improvements of bumblebee and butterfly diversity within hedgerows.

We found significant differences in species richness as well as species composition of hedgerow ground vegetation following transition from conventional to organic management of the neighboring fields. However, the duration of the organic management significantly affected the species richness. Transition times of up to thirty year did not result in saturation of the species curve and short term organic management resulted in relatively small positive effects on plant species richness. Sixteen species were found significantly more frequent in organic compared to conventional hedgerows and these species are regarded as potential indicators of organic hedgerows. In addition, these species were not found in 38 % of the hedgerows at conventional farms and all hedgerows at organic farms had at least one of the species. The project, therefore, supports the null hypothesis assuming that improvements of plant diversity (species richness) of hedgerow ground vegetation is a slow process and that long and continuous pesticide-free management is a prerequisite for an increased species richness.

# Formål

Projektets formål var at udvikle plantebaserede indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner. Vi har udviklet dels en funktionel indikator, der måler ændringer i planternes blomstring og derved indikerer mulige biodiversitetsforbedringer for insekter og andre smådyr knyttet til blomstrende planter, dels en artsindikator, der måler ændringer i plantesammensætning og diversitet. Målelige og blivende forbedringer i diversiteten af planter i hegn og andre marknære småbiotoper som følge af reduceret herbicidbelastning, forventes at kræve længerevarende eller måske permanent reduktion af herbicidpåvirkningen, fx ved omlægning til økologisk praksis. Der er i undersøgelsen derfor inddraget hegn på økologiske brug, der i denne sammenhæng repræsenterer fravær af/stærkt reduceret herbicidbelastning over en periode på 3-30 år. De to typer af indikatorer er således udviklet til at dække den forskellige effekt, der formodes at være af reduceret pesticidbelastning på kort såvel som på længere sigt.



# 1. Baggrund

Den stadig stigende befolkningstilvækst stiller krav til fødevarerproduktionen af hidtil usete dimensioner over hele verden og har medført omfattende tab og nedslidning af de naturlige økosystemer (Green et al., 2005) og dermed ført til store biodiversitetstab og truer med at forstyrre vitale økosystemfunktioner og -ydelser (MEA, 2005). Tilbagegangen i biodiversiteten anses i dag for at udgøre en trussel mod en bæredygtig udvikling af samme omfang eller alvorligere end de globale klimaændringer (Röckström et al., 2009) og ændringer af landbrugsdriften anses for en trussel mod biodiversiteten på linje med disse (Tilman et al., 2001; Tilman et al., 2011). Biodiversitetstabet er også mere udtalt i landbrugsområder end i naturlige habitater uden for dyrkningsområderne (Tilman et al., 2001; Stoate et al., 2009).

En række faktorer ofte sammenfattet som intensiveringen af landbrugsdriften angives som den væsentligste årsag til biodiversitetstab i de industrialiserede, vestlige lande (Green, 1990; Donald et al., 2000; Donald et al., 2006; Sanderson et al., 2009; Flohre et al., 2011; Schuepp et al., 2011; Storkey et al., 2011) og diversiteten indenfor de fleste organismegrupper er fortsat i tilbagegang i europæiske landbrugsområder (Green, 1990; Fuller et al., 1995; Andreassen et al., 1996; Rich and Woodruff, 1996; Chamberlain et al., 2000; Donald et al., 2000; Atkinson et al., 2002; Benton et al., 2002; Donald et al., 2006; EEA, 2006; EEA, 2010; Storkey et al., 2011). Det gælder også agerlandets biodiversitet i Danmark (Strandberg and Krogh, 2011).

Plante- og dyrelivet i de marknære habitater er i særlig grad påvirket af landbrugsdriften, herunder anvendelsen af pesticider, med det resultat at biodiversiteten er væsentligt reduceret (fx Rich and Woodruff, 1996; Chamberlain et al., 2000; Donald et al., 2000). En række undersøgelser har således peget på afdriften af pesticider og gødskning som afgørende faktorer for tilbagegangen i diversiteten af både flora og fauna i disse habitater (fx Marrs et al., 1989; Marrs et al., 1991; Bhatti et al., 1995; de Jong et al., 1995; de Snoo and van der Poll, 1999; Aude et al., 2003; Petersen et al., 2006; de Jong et al., 2008). Non-target planter i naturlige og semi-naturlige habitater i agerlandet eksponeres via afdrift for en varierende mængde pesticider af langt overvejende subletale doser varierende fra 0 til 25 % af markdosis (i gennemsnit 10 %) afhængig af blandt andet vindhastighed, dysetyper og højde af sprøjteboblen (de Jong et al., 1995; Holterman et al., 1997; de Snoo and de Wit, 1998; Koch et al., 2002).

Herbicer benyttes gennem hele vækstsæsonen til en række forskellige formål som ukrudtsbekæmpelse i afgrøder, før-såning, før-høst og efter-høst behandling samt svidning. De fleste herbicer anvendes i foråret og tidlig sommer, dog anvendes glyphosat i stort omfang til svidning efter høst. Afhængig af plantens fysiologiske stadie på eksponeringstidspunktet er der tre mulige scenarier for herbicidpåvirkningen: 1) Påvirkning af væksten (biomassen) ved eksponering af kimplanter eller unge planter på det vegetative stadie (ved høje doser kan planten evt. dø da unge planter generelt er mere følsomme end senere stadier), 2) langtidseffekt på blomstring og/eller frø- og frugtproduktion ved eksponering af unge planter på det vegetative stadie, og 3) påvirkning af blomstring og/eller frø- og frugtproduktion ved eksponering af planter på det reproduktive stadie. Flere undersøgelser har dokumenteret at planters følsomhed varierer og at blandt andet plantens fænologiske stadie har betydning for følsomheden (fx Strandberg et al., 2012). Mange studier har vist at planter er mere følsomme som kimplanter end på senere vækststadier når man benytter biomasse som end-point (fx Boutin et al., 2000; Zwerger and Pestemer, 2000) og enkelte nyere undersøgelser har vist, at uanset eksponeringstidspunktet er frøproduktion et mere følsomt end-point end biomasse. Disse og yderligere tre undersøgelser (Fletcher et al., 1993; Bhatti et al., 1995;

Blackburn, 2003) peger på at plantens reproduktive strukturer er særligt følsomme overfor eksponering selv ved lave herbiciddoser. Bortset fra Marrs' undersøgelser fra 90'erne (Marrs et al., 1989), hvor herbicideffekten på en række urter blandt andet blev vurderet visuelt, som hæmning af blomstringen (med eller uden blomster), er den direkte effekt af herbicider på blomstringen hos non-target arter kun undersøgt hos engriflet hvidtjorn (*Cratageus monogyna*) (Kjær et al., 2006a). De fandt at eksponering af tjorn, der var i knop, overfor metsulfuron ikke påvirkede antallet af blomster, men derimod havde stor effekt på bærproduktionen. Flere undersøgelser har påvist langtidseffekter af herbicider på blomstring, frø- eller bærproduktion. Crone et al. (2009) så langtidseffekter på blomstringen hos *Balsamorhiza sagittata*, en non-target art, der eksponeres overfor herbicider på det vegetative stadie i forbindelse med bekæmpelse af den invasive art *Centaurea maculosa* og Kjær et al. (2006a; 2006b) fandt en reduceret blomstring og bærproduktion året efter eksponering af engriflet hvidtjorn (*Cratageus monogyna*).

Set i lyset af biodiversitetskrisens omfang og den manglende succes med at bremse tilbagegangen, navnlig i landbrugsområder (EEA, 2006; EEA, 2010), er der et stigende behov for at beskytte naturlige og semi-naturlige habitater i agerlandet mod potentielle påvirkninger fra pesticider. På europæisk plan har såvel EU som de enkelte medlemslande iværksat en række tiltag, såkaldte agri-environmental schemes, for at mindske eller vende den negative effekt af den moderne landbrugspraksis på naturen i landbrugslandet (Kleijn and Sutherland, 2003; Uthes et al., 2011). Disse omfatter blandt andet økonomisk støtte til økologisk jordbrug og etablering af dyrkningsfri eller pesticidfri bufferzoner langs hegn og vandløb (Kleijn and Sutherland, 2003; Erhverv, 2008; Ministry of Food, 2008). Understøttelse og forbedring af biodiversitet er også et af de eksplicit formulerede mål for økologisk jordbrug (IFOAM, 2009). I nærværende projekt har vi undersøgt betydningen af såvel økologisk jordbrug som herbicidfri randzoner for plantediversiteten i hegn primært med henblik på at udvikle indikatorer for biodiversitetsforbedringer ved reduktion i pesticidbelastningen som følge af disse tiltag.

Vi forventer, at varigheden af den reducerede eksponering er meget afgørende for effekten på biodiversiteten. Milchunas og Lauenroth (1995) fandt således at indvandring af nye plantearter er en langsom proces blandt andet på grund af den inerti, der er i det eksisterende plantesamfund. Ved omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug vil den væsentligste forskel mellem de to brugstyper typisk relatere til pesticidanvendelsen, idet næringsstofniveauerne i nabohabitatet som fx hegn ofte ikke ændrer sig væsentligt (Aude et al., 2003). 'Time-lag' eller 'colonization credit' i forhold til planters respons på ændring af forholdene i hegn er i øvrigt påvist af Ernoult og Alard (2011). For at opnå målelige og blivende forbedringer i diversiteten af planter i hegn og andre marknære småbiotoper som følge af reduceret herbicidbelastning kræves derfor, at disse etableres som en længerevarende eller måske permanent foranstaltning (**hypotese 1**).

### **1.1 Betydningen af herbicidfri randzoner for blomstring og plantesammensætning i hegn**

Etableringen af sprøjtefri randzoner anbefales som tiltag til begrænsning af pesticidbelastningen af semi-naturlige habitater i landbrugslandet (Marrs et al., 1989; Marrs et al., 1993; de Jong et al., 1995; de Snoo, 1997; de Snoo and de Wit, 1998; de Snoo, 1999; de Snoo and van der Poll, 1999).

Estimer fra Rautmann et al. (2001) og Bruus et al. (2008) viser, at afsætningen af sprøjtemiddel i hegnets fodpose vil falde ca. 50 % ved indførelse af en usprøjtet bufferzone på 6 m, ved 12 m ca. 75 % og ved en bufferzone på 20-24 m, som i de gennemførte markforsøg, omkring 90 %. Afsætningen oppe i hegnet i 4 m højde vil derimod være stort set upåvirket af en bufferzone (Bruus et al., 2008). Uden bufferzone vil denne stimerede afsætning i fodposen være mellem 10 og 30 % af den udsprøjtede dosering målt som afsætning pr. arealenhed (Rautmann et al., 2001; Bruus et al., 2008), mens den i 4 meters højde vil være ca. 10 % (Bruus et al., 2008). Årsagen til forskellen i estimerne for afsætning af sprøjtemiddel i fodposen er bl.a., at de data, der ligger til grund for Rautmann et al. (2001), alle er målinger af de dråber, der sedimenterer på jorden, mens

prøvetagningerne og modelleringerne i Bruus et al. (2008) tager udgangspunkt i de dråber, der findes i luften, og som fanges af plantedele. Som det fremgår af Sigsgaard et al. (2007) må pesticidfri bufferzoner derfor forventes at have en positiv effekt på biodiversiteten i de marknære småbiotoper. Marrs et al. (1993) fandt, at bufferzonen skal være 20 m bred eller mere hvis etableringen af nye planter i nabo-habitatet skal tilgodeses.

Som nævnt ovenfor må etablering af en herbicidfri randzone i nabomarken til hegn primært forventes at reducere belastningen nederst i hegnet, og dermed i første række forventes at have betydning for blomstringen i fodposen. I nærværende projekt er undersøgelsen af betydningen af herbicidfri randzoner for blomstringen i hegn derfor begrænset til fodposens planter.

Specialeprojektet ”Herbicidet Starane 180S' effekt på pollenproduktionen hos mælkebøtte og rødkløver - påvirkninger af fødeudbuddet i markhegn på konventionelle og økologiske brug” (Christensen, 2008), undersøgte effekten af Starane 180S med aktivstoffet fluroxypyr på pollenproduktionen hos mælkebøtte og rødkløver. Ved eksponering på knopstadiet havde herbicidet begrænset direkte effekt på pollenproduktionen og mængden af levende pollen. Der var imidlertid stor indirekte effekt af herbicidet på pollenmængden idet mængden af blomster pr. plante (blomstringsintensiteten) blev signifikant reduceret hos begge arter også ved lave doser af herbicidet. Effekten på blomstringen sås umiddelbart efter eksponeringen og gav ideen til udviklingen af blomstringsintensitet som en hurtigt reagerende indikator på reduceret herbicidbelastning ved etablering af herbicidfri randzoner. Undersøgelsen af effekten af Starane 180S på blomstringen hos rødkløver og mælkebøtte indgår i manuskriptet Strandberg et al. (in prep. a), Bilag 1.

Ved etablering af en- eller få-årige herbicidfri randzoner forventer vi derfor at kunne måle en effekt på blomstringen hos de allerede etablerede arter. Blomstringsparametre som antal blomster pr. plante og tætheden af blomstrende individer vil derfor kunne anvendes som en hurtigt reagerende indikator for potentielle biodiversitetsforbedringer ved etablering af herbicidfri randzoner (**hypotese 2**), idet disse parametre sammenfatter (aggregerer) mulige effekter på både planter og visse dyrearter. En rigere blomstring forventes at have effekt på blomstersøgende insekter, som f.eks. humlebier (Rundlöf et al., 2008), og dermed forventer vi, at etablering af en- eller få-årige sprøjtefri randzoner kan have en umiddelbar, positiv effekt på diversiteten af de insekter og andre dyr knyttet til de blomstrende planter (**hypotese 3**).

## 1.2 Plantesammensætning og diversitet i økologiske hegn

En række undersøgelser har vist at biodiversiteten er højere i økologiske marker (Kremen et al., 2002; Holzschuh et al., 2008; Jonason et al., 2011) og i semi-naturlige habitater, primært hegn, på økologisk bedrifter (Aude et al., 2003; Gabriel and Tschardtke, 2007; Rundlöf et al., 2008; Gabriel et al., 2010; Strandberg et al., in prep. b) men andre finder ingen eller meget begrænset effekt af omlægning til økologi (e.g. Weibull et al., 2000; Purtauf et al., 2005; Brittain et al., 2010a). Flere forskere stiller også spørgsmål ved betydningen af agri-environmental schemes og økologisk jordbrug i særdeleshed for biodiversiteten (Kleijn and Sutherland, 2003; Hole et al., 2005; Brittain et al., 2010a). Bengtsson et al. (2005) gennemførte en meta-analyse på baggrund af studier publiceret før 2002 og konkluderede at effekten afhænger dels af organismegruppen dels af landskabsforhold. Tilsvarende fandt Hole et al. (2005), i et review af komparative studier af diversiteten af forskellige taxa på økologiske og konventionelle bedrifter, at der var en tendens til en højere artsdiversitet på økologiske brug men de påpegede også, at der ikke var grundlag for at konkludere at økologisk jordbrug, som biodiversitetsfremmende tiltag, generelt set var bedre end målrettede bevaringstiltag. Både Bengtsson et al. (2005) og Hole et al. (2005) fandt metodiske begrænsninger i forhold til at drage kvantitative konklusioner vedr. effekten af landbrugsdriften på biodiversiteten. Den primære årsag er, at det er umuligt at kontrollere alle mulige påvirkningsfaktorer når man laver sammenligninger på bedriftsniveau og flere undersøgelser har vist interaktion mellem landskabsheterogenitet og betydningen af økologisk jordbrug (Rundlöf et

al., 2008; Gabriel et al., 2010; Rundlöf et al., 2010; Smith et al., 2010). Et andet væsentligt forhold er, at økologisk jordbrug ligesom konventionelt jordbrug ikke udgør én drift form. Landbrugsdriften har negativ effekt på biodiversiteten uanset om bedriften er økologisk eller konventionel og jo mere intensiv jo større effekt (Schmitzberger et al., 2005; Topping, 2011). Nye undersøgelser har også vist, at tid siden omlægning er afgørende for plantediversiteten i hegn (Strandberg et al., in prep. b) og for diversiteten af sommerfugle i marken (Jonason et al., 2011). Således var der endnu ikke opnået mætning af kurven for plantediversitet i økologiske hegn 30 år efter omlægning (Strandberg et al., in prep. b). Undersøgelsen af Jonason et al. (2011) peger dog på, at plantediversiteten inde i marken responderer betydeligt hurtigere.

Flere undersøgelser har vist, at man med fordel kan anvende ændringer i plantesamfundets kontingent af funktionelle egenskaber som en indikator, der beskriver en ændring af plantesamfundet og dermed af plantediversiteten (Vile et al., 2006; Garnier et al., 2007; Shipley et al., 2007). Normalt vil flere plantearter have den samme funktionelle type, dvs. besidde det samme kontingent af funktionelle egenskaber, og det er en ukendt, tilfældig proces, der afgør, hvilken art af en given funktionel type som vil indvandre fx ved en ændret herbicidpåvirkning (Hubbell, 2001). Funktionelle egenskaber omfatter alle forhold af betydning for planternes overlevelsesstrategi, som væksthastighed, formering og respons på stress i form af f.eks. skadedyrsangreb, sygdom, tørke, lyseksposering (høje planter får mest lys) og vindpåvirkning. Man må derfor formode, at disse funktionelle egenskabers forsvinden eller (gen)indvandring vil være mindre tilfældig end ændringer i artspuljen. Dermed kan ændringer i sammensætning og hyppighed af funktionelle egenskaber anses for at være et mere robust mål for effekten af ændringer i vækstbetingelser og vil kunne anvendes som en transparent og præcis indikator for biodiversitetsændringerne (**hypotese 4**).

Ydermere kan man postulere, at ændringer i egenskaber er mere betydningsfulde end ændringer i artssammensætning, idet udskiftningen af en art med en anden art af samme funktionelle type sandsynligvis ikke vil have den store betydning for den øvrige del af økosystemet, hvorimod indvandring af arter med nye egenskaber eller ændringer i hyppigheden af de forskellige egenskaber også vil kunne have betydning for den øvrige del af økosystemet. Fx vil etableringen af planter med nye funktionelle egenskaber kunne give føde- og habitatgrundlag for andre dyrearter. Den økologiske funktionsdiversitet ("ecosystem function diversity") er påvist at være af stor betydning for økosystemprocesserne (Tilman et al., 1997) og at være positivt korreleret med artdiversiteten (Isbel et al., 2011; Maestre et al., 2012).

### 1.3 Udvikling af plantebaserede indikatorer

Økologisk jordbrug og etableringen af sprøjtefri randzoner har indgået i alle hidtidige pesticidhandlingsplaner. Der findes imidlertid ikke egnede indikatorer til at belyse de naturmæssige konsekvenser af disse virkemidler.

Heink og Kowarik (2010a) diskuterer vigtigheden af at definere hvad man forstår ved en indikator, og at man skelner mellem indikatorer og de indgående økologiske parametre. I projektet har vi benyttet indikatorbegrebet, som det er defineret af OECD (2003): "En indikator i økologi og miljøplanlægning er en komponent eller en foranstaltning af miljømæssigt relevante fænomener, som benyttes til at skildre eller vurdere miljøforhold eller ændringer af disse, eller til at udarbejde miljømålsætninger".

I projektet har vi valgt at fokusere på plantebaserede indikatorer idet planter udgør en central del af agro-økosystemet og danner grundlaget for fødekæderne i de marknære småbiotoper. Desuden har de afgørende betydning for mikroklima og habitatstruktur. Da effekter på planter og plantesamfund generelt er lettere at dokumentere end effekter på dyr (Felsot et al., 1996), som er mere mobile, tidsmæssigt variable og ikke kun afhængige af forholdene i den enkelte biotop, har vi valgt at udvikle mulige indikatorer for biodiversitetsændringer i marknære små-biotoper som følge af ændringer i pesticidbelastningen baseret på planter.



På baggrund af et omfattende review af litteratur vedrørende biodiversitetsindikatorer i Web of Science opstiller Heink og Kowarik (2010b) 19 kriterier, som kan benyttes til vurdering af en given økologisk parameter som indikator. En god indikator for ændringer i biodiversitet skal være relativt nem at måle i forhold til at beskrive hele økosystemet og være korreleret med de vigtigste miljømæssige påvirkninger (her eksponering for pesticider), dvs. indikatoren skal være præcis, transparent og aggregerende jf. Kjær et al. (2007). En vigtig parameter for kvaliteten af en økologisk indikator er relationen mellem indikator (den målte parameter) og indicandum, dvs. det fænomen man vil beskrive, mens relevansen af en indikator har langt større betydning politisk (Turnhout et al., 2007; Heink and Kowarik, 2010b). Kun ganske få biodiversitetsindikatorer er imidlertid baseret på empiriske data (Heink and Kowarik, 2010b). I nærværende projekt er hovedvægten lagt på at etablere empiriske sammenhænge mellem udvalgte planteparametre (biodiversitetsmål) og reduceret herbicideksponering vel vidende, at dette kun er et første men vigtigt skridt på vejen til en færdigudviklet indikator (Turnhout et al., 2007; Heink and Kowarik, 2010a; Heink and Kowarik, 2010b).

En klar definition af målsætningen må også anses for en vigtig forudsætning i forbindelse med udviklingen af indikatorer. Målsætningen for de i ovennævnte review (Heink and Kowarik, 2010b) beskrevne indikatorer er i langt de fleste tilfælde kun angivet i overordnede termer, primært som en art eller artsgruppes egnethed som indikatorer for generelle biodiversitetsforbedringer. I nærværende projekt er målsætningen defineret langt mere specifikt: "at opnå biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper i agerlandet som følge af en reduceret pesticidbelastning".

#### **1.4 Projektbygning**

I projektet undersøgte vi brugen af forskellige planteparametre som indikatorer for pesticidpåvirkningen og specielt om den givne parameter var følsom overfor en reduktion i pesticideksponeringen fx ved etablering af sprøjtefri randzoner eller ved omlægning til økologisk jordbrug. Undersøgelsen blev baseret på flere datasæt dels undersøgelser af bundfloraen i hegn på økologiske hhv. konventionelle brug dels en undersøgelse af betydningen af herbicidfri randzoner for blomstring og sammensætning af bundfloraen i 10 nabo-hegn på konventionelle brug. Data og nærmere beskrivelse af de enkelte undersøgelser vedr. bundfloraen i hegnene findes i Aude et al. (2003), Strandberg et al. (in prep. b) og Strandberg et al. (in prep. a), sidstnævnte er vedlagt nærværende rapport, som bilag 1.

Samlet indgik 95 levende hegn i undersøgelserne, hvor 53 og 42 hegn var placeret langs økologisk henholdsvis konventionelt dyrkede marker.

I pilot-projektet "Sprøjtefri randzoners betydning for forekomsten af humlebier og dagsommerfugle i hegn" undersøgte desuden brugen af humlebier og sommerfugle som indikatorer for biodiversitetsforbedringer i hegn som følge af reduceret herbicidbelastning ved etablering af herbicidfri randzoner.

Projektet bestod af seks dele:

1. Dosis-respons forsøg med rødkløver og mælkebøtte eksponeret overfor herbicidet Starane 180S på 4-6 blad stadiet (end-point: biomasse) og umiddelbart før blomstring (end-point: antal blomster pr. plante)
2. Undersøgelse af artssammensætning og blomstring af bundflora i ti hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone
3. Undersøgelse af blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle i hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone

4. Undersøgelse af artsammensætning og diversitet af bundflora i hegn på økologiske og konventionelle brug
5. Undersøgelse af planteegenskaber hos de dominerende arter i bundfloraen i hegn på økologiske og konventionelle brug
6. Analyse af empiriske data med henblik på at etablere sammenhæng mellem mulige indikatorer og målsætninger (biodiversitets forbedringer)

Resultaterne vedrørende dosis-respons forsøg med rødkløver og mælkebøtte (delprojekt 1) findes i manuskriptet Strandberg et al. (in prep. a), vedlagt som Bilag 1 og resultaterne er opsummeret i kapitel 3.1.

Undersøgelsen af artssammensætning og blomstring af bundflora i ti hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone (delprojekt 2) findes ligeledes i manuskriptet Strandberg et al. (in prep. a) og resultaterne er opsummeret i kapitel 3.2.

Resultaterne fra undersøgelsen af blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle i hegn langs marker med og uden herbicidfri randzone (delprojekt 3) er publiceret i rapporten "Effects of herbicide-free field margins on bumblebee and butterfly diversity in and along hedgerows" (Navntoft et al., 2011) og findes desuden i sammendrag i kapitel 3.3.

Analysen af artssammensætning og diversitet af bundflora i hegn på økologiske og konventionelle brug (delprojekt 4) findes i kapitel 3.4 og indgår desuden som et væsentligt bidrag i analysen af empiriske data med henblik på at etablere sammenhæng mellem mulige indikatorer og målsætninger (delprojekt 6), som findes i kapitel 3.5.

Resultaterne fra undersøgelsen af planteegenskaber hos de dominerende arter i bundfloraen i hegn på økologiske og konventionelle brug og anvendelse af planteegenskaber som indikatorer (delprojekt 5) findes i manuskriptet Damgaard et al. (submitted), Bilag 2, og findes desuden i sammendrag i kapitel 3.6.

## 1.5 Hypoteser

I projektet undersøges nedenstående fire hypoteser:

- Målelige og blivende forbedringer i diversiteten af planter i hegn og andre marknære småbiotoper som følge af reduceret herbicidbelastning kræver at disse etableres som en længerevarende eller måske permanent foranstaltning (**hypotese 1**).
- Blomstringsparametre som fx antal blomster pr. plante og tætheden af blomstrende individer kan anvendes som en hurtigt reagerende indikator for potentielle biodiversitetsforbedringer ved etablering af herbicidfri randzoner (**hypotese 2**).
- Etablering af en- eller få-årige sprøjtefri randzoner kan have en umiddelbar, positiv effekt på diversiteten af insekter og andre dyr knyttet til de blomstrende planter (**hypotese 3**).
- Ændringer i sammensætning og hyppighed af funktionelle egenskaber er et mere robust mål for effekten af ændringer i forstyrrelsesniveauet (reduceret pesticidbelastning) og vil kunne anvendes som en transparent og præcis indikator for biodiversitetsændringerne som følge af omlægning til økologisk jordbrug (**hypotese 4**).

Undersøgelser omkring hypotese 1 præsenteres i kapitel 3.6 og 3.7. Hypotese 2 undersøges og diskuteres i manuskriptet Strandberg et al. (in prep. a), bilag 1, og i kapitel 3.2. Hypotese 3 undersøges og diskuteres i rapporten Navntoft et al. (2011) og i kapitel 3.3. Hypotese 4 undersøges og diskuteres i kapitel 3.6, i manuskriptet Damgaard et al. (submitted), bilag 2, og i syntesen i kapitel 4.3.

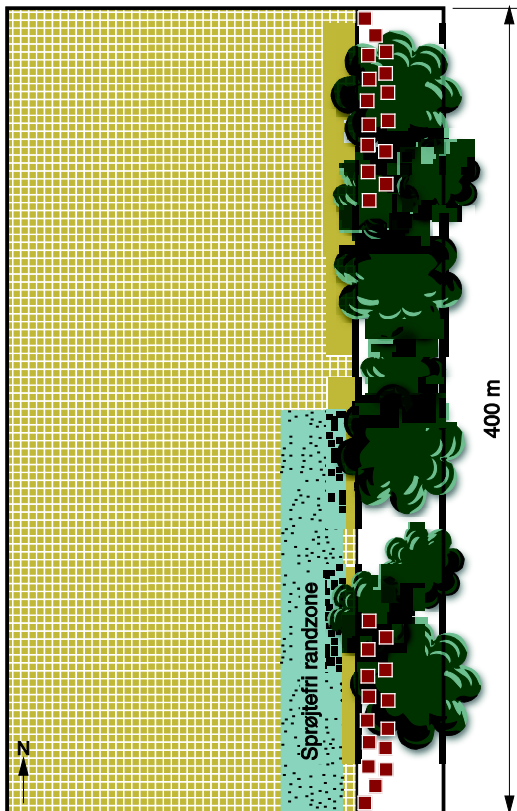
## 2. Materialer og metoder

Undersøgelsen er baseret på flere datasæt dels undersøgelser af bundfloraen i hegn på økologiske hhv. konventionelle brug dels en undersøgelse af betydningen af herbicidfri randzoner for blomstring og sammensætning af bundfloraen i 10 nabo-hegn på konventionelle brug. Data og nærmere beskrivelse af de enkelte undersøgelser vedr. bundfloraen i hegnene findes i Aude et al. (2003), Strandberg et al. (in prep. b) og Strandberg et al. (in prep. a), sidstnævnte er vedlagt nærværende rapport, som Bilag 1.

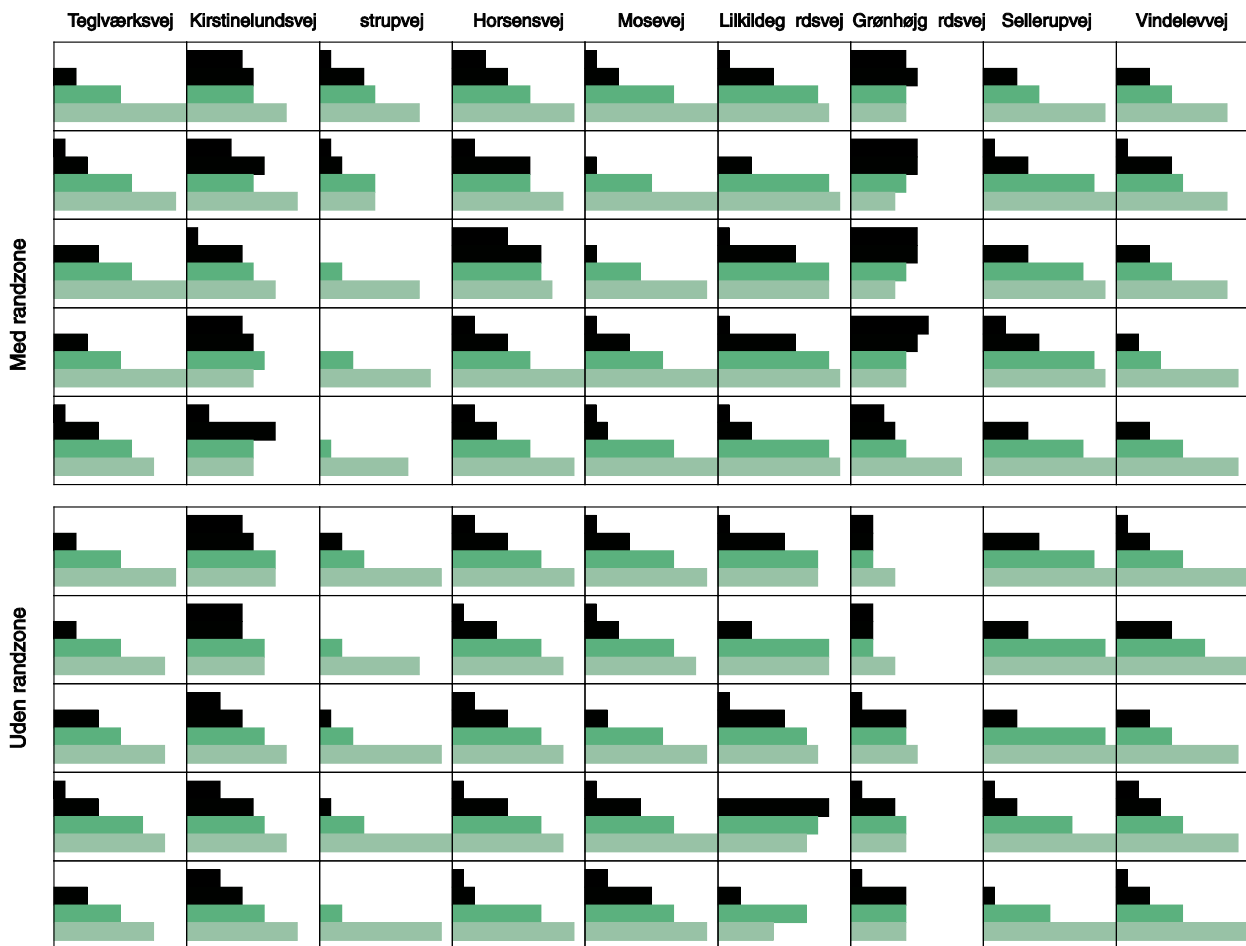
Samlet indgik 95 levende hegn i undersøgelserne, hvor 53 og 42 hegn var placeret langs økologisk henholdsvis konventionelt dyrkede marker. Sammenligningen af bundfloraen i hegnene er baseret på data indsamlet i femten 0,5 x 0,5 m kvadrater på vest-siden af hegnet.

Til brug for analysen af planteegenskaber hos de dominerende arter som indikator for tid siden omlægning til økologisk drift er alle 95 hegn genbesøgt i 2010. Dataindsamlingen er nærmere beskrevet i Damgaard et al. (submitted), vedlagt som Bilag 2.

Undersøgelsen af blomstring og artssammensætning i hegn med og uden en 20-24 m bred herbicidfri randzone i nabomarken er foretaget på 10 konventionelle jordbrug i Østjylland. Alle hegn var nord-sydgående og mere end 400 m lange. Den herbicidfri randzone, minimum 200 m lang, var lagt i marken langs en tilfældigt valgt ende af hegnet (Fig. 2.1). Den normal-behandlede del fungerede som reference. Undersøgelserne blev gennemført over en treårig periode (2009-2011). I alle tre år blev der på marken dyrket afgrøder (primært vårbyg og vårraps) som ved normal praksis blev sprøjtet 1-flere gange med herbicider i perioden primo april til ultimo juni. For at dokumentere, at hegnene var ensartede og den normalt-behandlede del af hegnet og den del, hvor randzonen var udlagt var så ensartede som muligt foretog vi målinger af lysforhold i bunden af hegnet og analyse af hegnenes tæthed (Fig. 2.2).



**FIGUR 2.1**  
 DESIGN FOR MARKUNDERSØGELSEN AF BETYDNINGEN AF HERBICIDFRI BUFFERZONER FOR BLOMSTRING, BESTØVENDE INSEKTER OG BIODIVERSITET I 10 ØSTJYSKE HEGN. DEN HERBICIDFRI BUFFERZONE VAR 18-20 M BRED. PLACERING AF INDSAMLINGSKVADRATERNE ER VIST MED SMÅ RØDE KVADRATER.



**FIGUR 2. 1**  
HEGNEENS STRUKTUR OG TÆTHED ANGIVET FOR HØJDEINTERVALLERNE 0-2, 2-4, 4-6 AND 6-8 M.

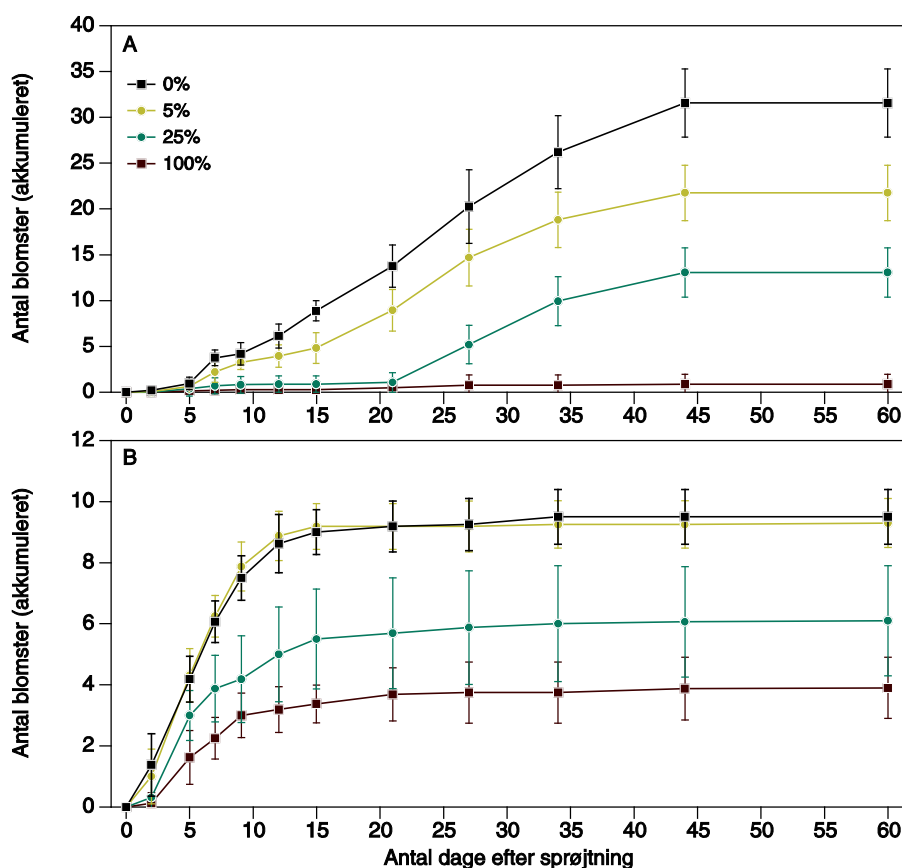
Disse analyser viste at alle hegn var meget ensartede både med hensyn til struktur og mængden af tilgængeligt lys for bundfloraen og forskellen i pesticideksponeringen som følge af etableringen af randzonen var dermed den mest betydende forskel.



# 3. Resultater

## 3.1 Dosis-respons forsøg med rødkløver og mælkebøtte

Dosis-respons forsøg med herbicidet 180S og rødkløver og mælkebøtte viste at blomstringen målt som totalt antal udsprungne blomster per plante hos begge arter blev signifikant lavere ved eksponering overfor herbicidet umiddelbart inden udspring (Fig. 3.1). Blomstringen hos rødkløver og mælkebøtte ser dermed ud til at være følsom overfor eksponering af lave doser af herbicidet Starane 180S. Resultaterne af undersøgelsen indgår i manuskriptet i bilag 1.



**FIGUR 3.1**  
DET SAMLEDE ANTAL BLOMSTER PER PLANTE HOS A. RØDKLØVER (*TRIFOLIUM PRATENSE*) OG B. MÆLKEBØTTE (*TARAXACUM VULGARE*) VED EKSPONERING OVERFOR HERBICIDET STARANE 180S UMIDDELBART INDEN BLOMSTRING.

## 3.2 Blomstring af bundflora i ti hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone

Undersøgelsen af betydningen af herbicidfri randzoner for blomstring og sammensætning af bundfloraen i 10 nabo-hegn på konventionelle brug (Strandberg et al., in prep. a), vedlagt som bilag 1, viste at blomstringsintensiteten, dvs. antal blomster pr. plante, var signifikant højere for 1/3 af de forekommende tokimbladede arter i bundfloraen i hegn, hvor der i nabomarken var en 20-24 m bred sprøjtefri randzone (Tabel 3.1). Yderligere fem arter blomstrede udelukkende i den del af

hegnet, hvor der var en herbicidfri randzone i nabo-marken. Blomstringsintensitet ser dermed ud til at være en brugbar og følsom indikator for reduceret herbicidpåvirkning i hegn.

**TABEL 3.1**

BLOMSTRINGS INTENSITETEN, DVS. DET GENNEMSNITLIGE ANTAL BLOMSTER PER PLANTE, FOR URTER I HEGN LANGS MARK MED OG UDEN EN 20-24 M BRED HERBICIDFRI RANDZONE. \* INDIKERER AT ARTEN UDELUKKENDE BLOMSTRER, HVOR DER ER HERBICIDFRI RANDZONE.

	Gennemsnitligt antal blomster pr. plante			P værdi	
	Ingen randzone	Med randzone	P (randzone)	P (år)	P (jordtype)
<b>Ager-padderok</b>	1,0	1,0	1	1	0,74
<b>Ager-stedmoder-blomst</b>	1,6	1,8	<b>0,003</b>	0,31	0,89
<b>Ager-tidsel</b>	2,0	3,5	1	1	0,16
<b>Almindelig fuglegræs</b>	2,2	2,2	0,81	0,13	0,4
<b>Almindelig hanekro</b>	1,0	6,3	0,29	<b>0,02</b>	<b>5,30E-11</b>
<b>Almindelig hønsetarm</b>	1,4	2,6	<b>0,001</b>	0,07	0,58
<b>Almindelig hulsvøb*</b>	0,0	5,4			
<b>Almindelig kongepen</b>	1,0	1,9	0,8	0,8	0,1
<b>Almindelig røllike</b>	4,3	4,2	0,1	0,28	0,32
<b>Blod storkenæb</b>	2,6	2,7	<b>0,002</b>	<b>0,04</b>	0,22
<b>Burre-snerre</b>	3,5	4,3	<b>0,00005</b>	0,46	<b>6,80E-06</b>
<b>Dunet dueurt</b>	1,8	3,1	<b>0,0002</b>	<b>0,006</b>	0,09
<b>Feber-nellikerod</b>	1,1	1,4	0,73	0,97	0,84
<b>Glat dueurt</b>	2,1	1,0	0,14	1	1
<b>Grå-bynke</b>	15,4	10,8	0,55		<b>0,01</b>
<b>Haremad</b>	2,1	2,8	0,08	0,6	0,08
<b>Hejrenæb*</b>	0,0	2,2			



Hvimelet gåsefod	0,0	3,5			
Kløftet storkenæb	2,0	1,1	0,73	0,21	0,69
Lav ranunkel	1,3	1,7	0,37	0,2	0,4
Liden klokke	1,4	2,7	0,001	0,2	0,16
Mælkebøtte	1,7	1,5	0,41	0,84	0,85
Mark-ærenpris	1,0	1,4	0,27	0,81	0,45
Mark-forglemmigej	3,0	4,0	5,10E-0,7	0,03	0,0006
Rødknæ*	0,0	4,5			
Snerle-pilurt*	0,0	2,0			
Storkronet ærenpris	1,5	2,0	0,91	0,17	0,17
Stor nælde	4,2	5,9	0,005	6,50E-14	0,001
Tveskægget ærenpris	3,3	6,9	0,0004	0,00001	
Vild kørvel	9,6	14,0	7,10E-10	4,80E-15	0,002

### 3.3 Blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle i hegn langs mark med og uden herbicidfri randzone

Undersøgelsen af vegetationen i de ti hegn med og uden herbicidfri randzone, som er benyttet til at udvikle blomstringsintensitet som en mulig indikator for reduceret herbicideksponering, viste at hegn på konventionelle bedrifter generelt set er fattige på fødeplanter for humlebier og sommerfugle og den forøgede blomstring, der blev set hos en række plantearter allerede det første år med herbicidfri randzoner, medførte ikke målbare ændringer i diversiteten af humlebier og sommerfugle. Aktivitet og diversitet af humlebier (Tabel 3.2) og sommerfugle (Tabel 3.3) i hegnene var generelt meget lav og en etårig herbicidfri randzone var ikke tilstrækkelig til at ændre dette.

**TABEL 3.2**

HUMLEBIOBSEVATIONER I PERIODEN ULTIMO JUNI TIL MEDIO AUGUST I DE 10 HEGN, DER BENYTTES TIL UDVIKLINGEN AF BLOMSTRINGSINTENSITET SOM POTENTIEL INDIKATOR FOR REDUCERET HERBICIDEXSPONERING, OG I NABOMARKEN. EN RÆKKE HUMLEBIEGENSKABER SOM MAKSIMAL FØDESØGNINGSAFSTAND (EFTER WESTPHAL ET AL. (2006)), TUNDELÆNGDE OG BEVARINGSSTATUS (RØDLISTE, 2004) FREMGÅR DESUDEN.

Slægt	Art	Dansk navn	Max. Flyveafstand (m)	Tungelængde	Conser- vation status	Antal blomst- erbesøg		Antal fly- vende	Total antal
						Hegn	Mark		
<b><i>Bombus</i></b>		<b><i>Humle- bier</i></b>							
	<i>Bombus pascuorum</i>	Agerhumle	1,000	Mellem	LC	41	61	3	105
	<i>Bombus lapidarius</i>	Stenhumle	2,000	Kort	LC	22	30	7	59
	<i>Bombus terrestris / lucorum</i>	Lys/ Mørk jordhumle	>3,000	Kort	LC	45	38	26	109
	<i>Bombus hortorum</i>	Havehumle	?	Lang	LC	1	1	-	2
	<i>Bombus hypnorum</i>	Hushumle	?	Kort	LC	2	-	2	4
	<i>Bombus (Psithyrus) sp</i>	Snyltehumler	-	-	-	8	-	-	8
<b>Total antal observationer</b>						<b>119</b>	<b>130</b>	<b>38</b>	<b>287</b>

**TABEL 3.3**

SOMMERFUGLEOBSERVATIONER I PERIODEN ULTIMO JUNI TIL MEDIO AUGUST I DE 10 HEGN, DER BENYTTES TIL UDVIKLINGEN AF BLOMSTRINGSINTENSITET SOM POTENTIEL INDIKATOR FOR REDUCERET HERBICIDEKSPONERING, OG I NABOMARKEN. OPEN OR MIGRATORY POPULATIONS ARE DENOTED O/M AND SPECIES WITH UNKNOWN BREEDING AREA REQUIREMENTS ARE DENOTED U (POLLARD AND YATES 1993, STOLTZE 1996 AND THOMAS 1984). MOBILITY CLASS FOLLOWS POLLARD AND YATES (1993). CONSERVATION STATUS; LEAST CONCERN (LC) AND NEAR THREATENED (NT), (DEN DANSKE RØDLISTE 2004).

Family Sub-famiy	Species	Danish name	Populatio n structure	Mobilit y	Conservation status	Flower visits Hedgerow	Flowe r visits Field	Flying	Total obser- va- tions
<b>Hesperiinae</b>	<i>Thymelicus lineola/Sylvestris</i>	Stregus/Skråstregbrepande	0,5-1	Sedentary	LC	12	4	11	27
	<i>Ochlodes sylvanus</i>	Storbrepande	0,5-1	Sedentary	LC	1	-	1	
<b>Pieridae</b>		<b>Hvidvinger</b>							
<b>Pierinae</b>	<i>Pieris brassicae</i>	Storkålsommerfugl	O/M	Wide-ranging	LC	4	6	142	152
	<i>Pieris rapae</i>	Lillekålsommerfugl	O/M	Wide-ranging	LC	22	64	478	564
	<i>Pieris napi</i>	Grønåretkålsommerfugl	O/M	Intermediate	LC	28	133	453	614
<b>Coliinae</b>	<i>Gonepteryx rhamni</i>	Citronsommerfugl	O/M	Wide-ranging	LC	-	1	5	6
<b>Lycanidae</b>		<b>Blåfugle</b>							
<b>Lycaninae</b>	<i>Lycaena phlaeas</i>	Lilleildfugl	1-2	Intermediate	LC	1	3	3	7
	<i>Aricia agestis</i>	Rødpletetblåfugl	1-2	Intermediate	LC	-	4	9	13
	<i>Polyommatus icarus</i>	Alm. blåfugl	1-2	Intermediate	LC	2	-	1	3
	<i>Lycaena virgata</i>	Dukatommer-	U	?	NT	-	-	1	1

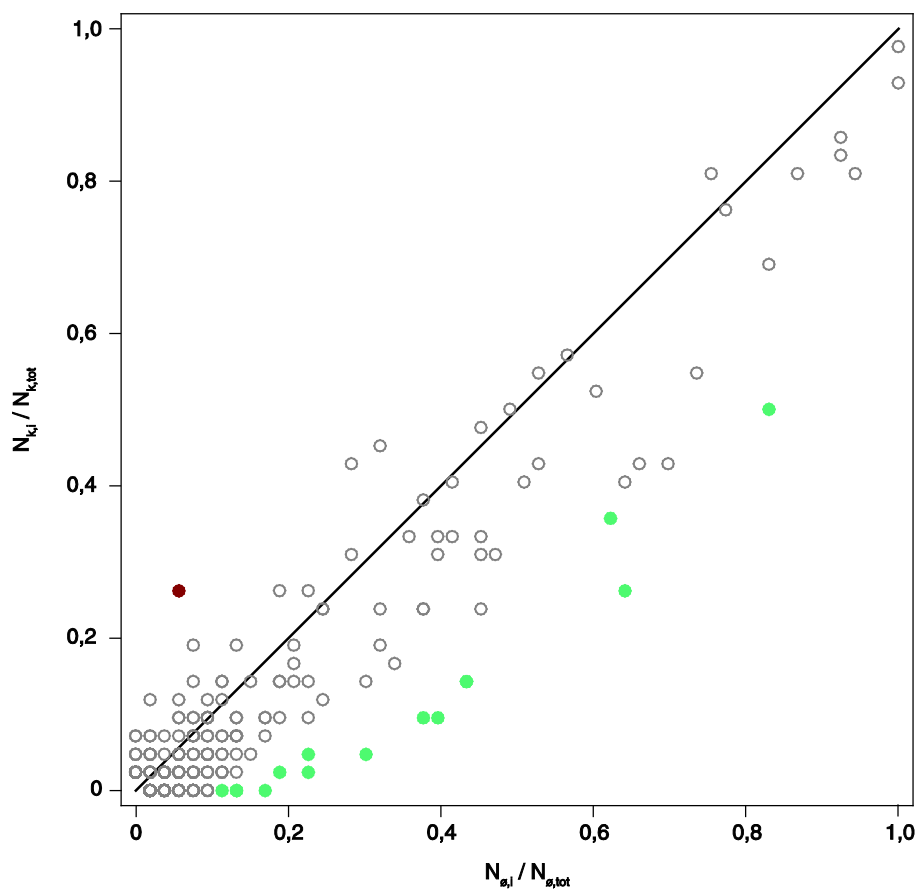
	<i>reae</i>	fugl								
	<i>Plebeius optilete</i>	Bølleblåfugl	U	?	NT	-	-	2	2	
<b>Nymphalidae</b>		<b>Takvinger</b>								
<b>Heliconiidae</b>	<i>Issoria la-thonia</i>	Storplettet perlemorsommerfugl	O/M		Wide-ranging	LC	-	32	138	170
<b>Nymphalinae</b>	<i>Aglais urticae</i>	Nældens takvinge	O/M		Wide-ranging	LC	9	9	244	262
	<i>Ina-chisio</i>	Dagpåfugleøje	O/M		Wide-ranging	LC	3	-	30	33
	<i>Van-essa ata-lanta</i>	Admiral	O/M		Wide-ranging	LC	-	-	17	17
	<i>Cynthia cardui</i>	Tidselsommerfugl	O/M		Wide-ranging	LC	1	2	55	58
	<i>Ara-schnia levana</i>	Nældsommerfugl	O/M		Wide-ranging	LC	-	-	1	1
<b>Satyrinae</b>	<i>Manio-lajurtina</i>	Græsråndøje	0.5-1		Sedentary	LC	6	-	64	70
	<i>Parage aegeria</i>	Skovråndøje	U		Sedentary	LC	-	-	1	1
	<i>Aphantopus hyperantus</i>	Eng-råndøje	U		Sedentary	LC	4	2	73	79
<b>Total observations</b>							<b>93</b>	<b>260</b>	<b>1,728</b>	<b>2,081</b>

### 3.4 Arts sammensætning og diversitet af bundflora i hegn på økologiske og konventionelle brug

Baseret på data i det samlede hegnsdatasæt, dvs. data fra 95 levende hegn, har vi for alle plantearter optalt hvor mange levende hegn fordelt på økologiske ( $N_{\theta,tot}=53$ ) henholdsvis konventionelle hegn ( $N_{k,tot}=42$ ) arten blev registreret i. For plantearter  $i$  benævnes det antal hegn, hvor arten forekommer  $N_{\theta,i}$  hhv.  $N_{k,i}$ . Afbildes andelen af økologiske hegn hvori art  $i$  forekommer i forhold til de totale antal økologiske hegn ( $N_{\theta,i}/N_{\theta,tot}$ ) som funktion af den tilsvarende relative forekomst i konventionelle hegn ( $N_{k,i}/N_{tot,i}$ ) (Fig.x1) viser linjen  $y=x$  plantearter, der forekommer lige hyppigt i økologiske hhv. konventionelle hegn. Punkter under linjen viser plantearter, der forekommer hyppigere i

økologiske hegn end i konventionelle, mens et punkt over linjen omvendt viser, at plantearten er hyppigere i konventionelle hegn. Det ses, at der er flere arter, som forekom hyppigere i økologiske end i konventionelle hegn og 16 arter forekom signifikant (>95 %) hyppigere i økologisk end i konventionelle hegn (grønne punkter i Figur 3.2). Tabel 3.4 indeholder en oversigt over hvilke arter det gælder. Kun en plantearart, gold hejre (*Bromus sterilis*) blev registreret hyppigere i konventionelle end i økologiske hegn. Værdierne  $N_{a,i}/N_{a,tot}$  og  $N_{k,i}/N_{k,tot,i}$ , kan ses som indikation på om arten er relateret til økologiske eller konventionelle hegn. Da 16 ud af i alt 17 arter afveg signifikant fra linjen  $y = x$  og alle er placeret under linjen giver det et tydeligt signal om at der var flere plantearter i de økologiske hegn. Disse arter (se tabel 3.4) er desuden mulige indikatorer for lav pesticidpåvirkning af semi-naturlige habitater (= økologiske hegn).

Som præsenteret i Damgaard et al. (submitted), vedlagt som bilag 2, vil sådanne længerevarende reduktioner af pesticidbelastningen, i vores undersøgelse repræsenteret ved hegn på økologiske brug, kunne resultere i signifikant flere plantearter i hegnets bundflora. Se øvrigt kapitel 3.6.



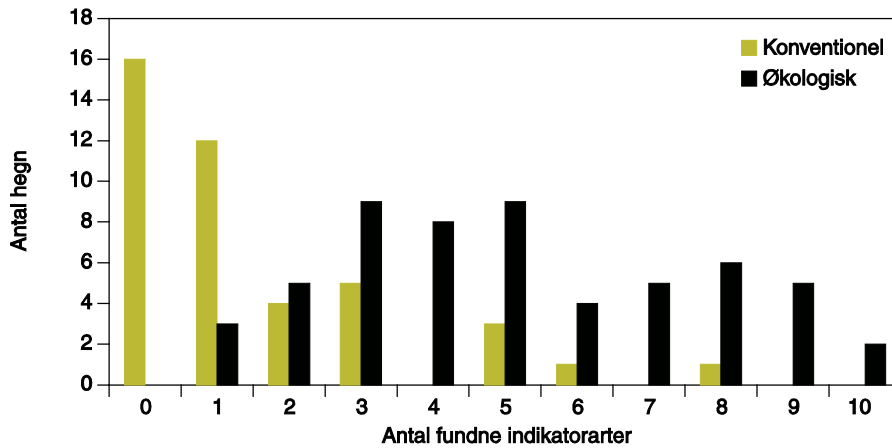
**FIGUR 3.2**  
 ANDELEN AF ØKOLOGISKE HEGN HVORI ART I FOREKOM I FORHOLD TIL DE TOTALE ANTAL ØKOLOGISKE HEGN ( $N_{k,i}/N_{k,tot}$ ) SOM FUNKTION AF DEN TILSVARENDE RELATIVE FOREKOMST AF ART I I KONVENTIONELLE HEGN ( $N_{a,i}/N_{a,tot}$ ). LINJEN ( $y = x$ ) VISER PLANTEARTER, DER FOREKOM LIGE HYPPIGT I DE TO TYPER HEGN. DE PLANTER SOM AFVIGER FRA EN MULIG STIKPRØVE-TILFÆLDIG AFVIGELSE FRA  $y=x$  MED SIGNIFIKANSNIVEAU OVER 0,95 ER TILLAGT EN FARVE (RØD= MEST FOREKOMMENDE I KONVENTIONELLE HEGN, GRØN=MEST FOREKOMMENDE I ØKOLOGISKE HEGN).

**TABEL 3.4**  
MULIGE INDIKATORARTER FOR ØKOLOGISKE HHV. KONVENTIONELLE HEGN.

Økologiske hegn		Konventionelle hegn	
Dansk navn	Latinsk navn	Dansk navn	Latinsk navn
<b>Knæbøjet rævehale</b>	<i>Alopecurus geniculatus</i>	Gold hejre	<i>Bromus sterilis</i>
<b>Krumhals</b>	<i>Anchusa arvensis</i>		
<b>Kornblomst</b>	<i>Centaurea cyanus</i>		
<b>Almindelig hønsetarm</b>	<i>Cerastium fontanum</i>		
<b>Agertidse</b>	<i>Cirsium arvense</i>		
<b>Lyse-siv</b>	<i>Juncus effusus</i>		
<b>Fersken-pileurt</b>	<i>Persicaria maculosa</i>		
<b>Glat vejbred</b>	<i>Plantago major</i>		
<b>Smalbladet rapgræs</b>	<i>Poa angustifolia</i>		
<b>Vorterod</b>	<i>Ranunculus ficaria</i>		
<b>Lav ranunkel</b>	<i>Ranunculus repens</i>		
<b>Butbladet skræppe</b>	<i>Rumex obtusifolius</i>		
<b>Hvas randfrø</b>	<i>Torilis japonica</i>		
<b>Rødkløver</b>	<i>Trifolium pratense</i>		
<b>Hvidkløver</b>	<i>Trifolium repens</i>		

### 3.5 Forekomsten af potentielle indikatorarter i hegn på økologiske hhv. konventionelle brug

De plantearter (Tabel 3.4), som forekommer hyppigere i hegn med reduceret pesticidpåvirkning, er potentielle kandidater til indikatorer som vil kunne bruges prædiktativt til at kategorisere pesticideksponeringen af semi-naturlige habitater i agerlandet og effekten af tiltag til at reducere pesticidbelastningen. Vi er dog først nødt til at undersøge om disse arter generelt er hyppigere i økologiske hegn end i konventionelle hegn eller det kun gælder for udvalgte økologiske hegn fx de hegn, der har været økologiske i lang tid. Vi vil derfor undersøge hvor ofte disse arter er fundet i økologiske hhv. konventionelle hegn (Fig. 3.3). Det ses at alle 53 økologiske hegn, der indgik i undersøgelsen indeholdt mindst en af de potentielle indikatorarter (Tabel 3.4), hvorimod 16 hegn eller 38 % af de konventionelle hegn ikke indeholdt nogen af arterne.



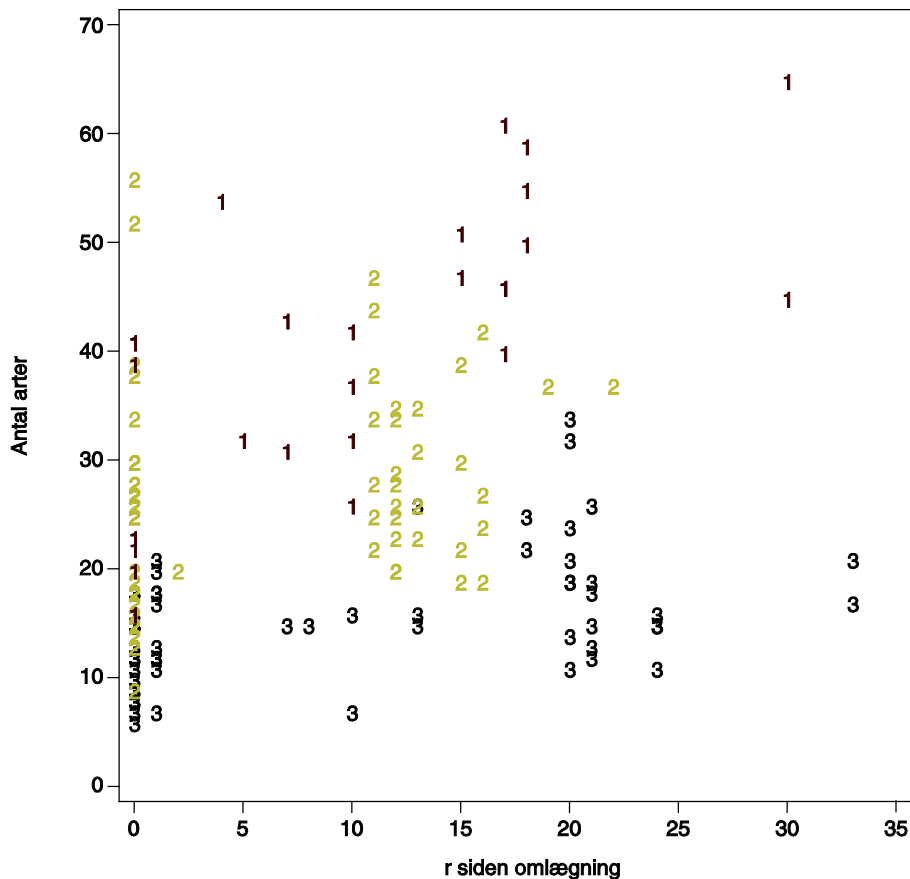
**FIGUR 3.3**  
 ANTAL ØKOLOGISKE HHV. KONVENTIONELLE HEGN SOM FUNKTION AF DET ANTAL HEGN DE 16 MULIGE INDIKATORARTER FOR ØKOLOGISKE HEGN, SE TABEL 4.4, FOREKOMMER.

Der er således en tydelig indikation på, at de fundne potentielle indikatorarter synes at udpege økologiske hegn generelt. Anvendelsen af udvalgte vilde planter som indikatorer for økologiske hegn og dermed for en længerevarende manglende/stærkt reduceret pesticidpåvirkning, synes derfor lovende. Før disse arter kan anvendes operationelt, bør der laves yderligere undersøgelser for eksempel af de enkelte plantearters forekomst og egenskaber, samt betydningen af og kobling til andre kårfaktorer for arterne.

### 3.6 Planteegenskaber som indikator for pesticideksponeringen af bundfloraen i hegn på økologiske og konventionelle brug

Analysen af planteegenskaber i hegn på økologiske hhv. konventionelle brug er foretaget på baggrund af det samlede hegnsdatabaset dvs. der indgik 95 levende hegn, hvor 53 og 42 hegn var placeret langs økologisk henholdsvis konventionelt dyrkede marker. Hegnene vil i det følgende være benævnt hhv. økologiske og konventionelle hegn.

Vi fandt en signifikant positiv sammenhæng mellem antallet af arter i hegnets bundvegetation og antallet af år siden omlægning til økologisk drift (Fig. 3.4). Data vedrørende forekomsten af arter er indsamlet ved brug af forskellige metoder og data kan derfor kun sammenlignes indenfor en given målemetode, angivet med tal i Fig. 3.4.



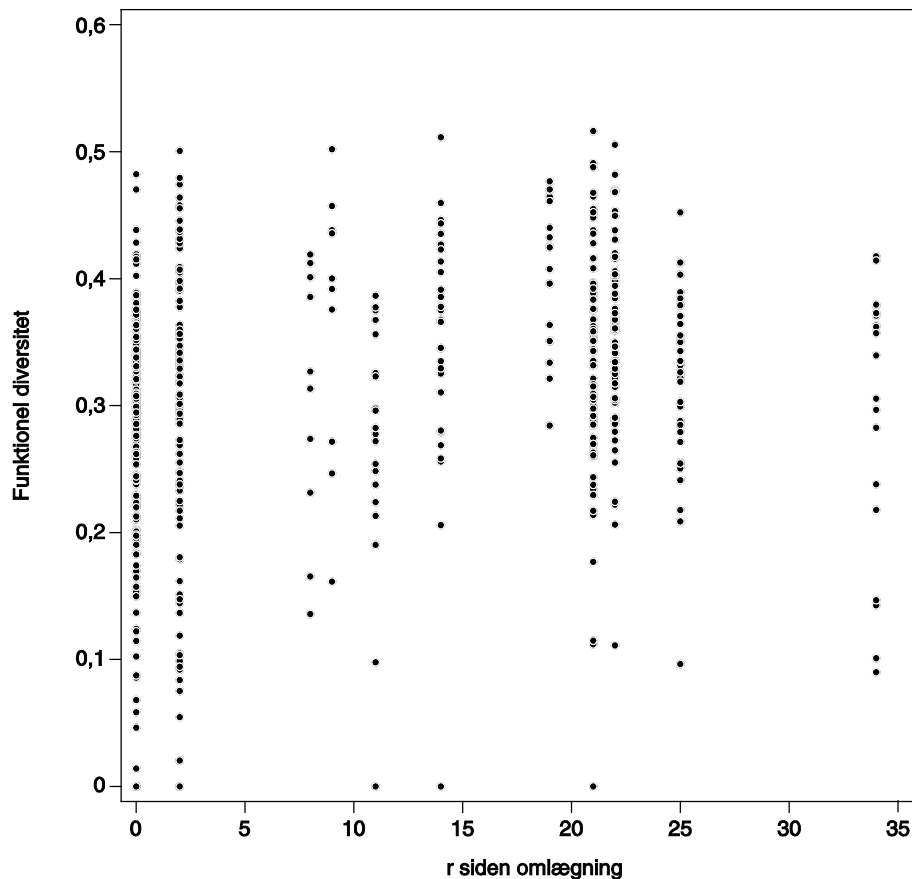
**FIGUR 3.4**  
ARTSRIGDOM I BRUNDFLORAEN I ØKOLOGISKE HHV. KONVENTIONELLE HEGN SOM FUNKTION AF TIDEN SIDEN DE OMGIVENDE MARKER BLEV OMLÆGT TIL ØKOLOGISK DRIFT. KONVENTIONELLE HEGN ER ANGIVET SOM "0 ÅR SIDEN OMLÆGNING". DATA ER INDSAMLET VED BRUG AF TRE FORSKELLIGE METODER TIL AT MÅLE ARTSRIGDOMMEN OG FORSKELLIGE TAL ANGIVER FORSKELLIGE METODER.

Forskellige plantearter har forskellige egenskaber (fx livsform og frøbiomasse) eller forskellige artsspecifikke indeks som er baseret på en ekspertvurdering (fx Ellenbergværdier). Ved at vægte disse artsspecifikke egenskabsværdier ("traits") med artens dækning i et prøvefelt kunne vi beregne den gennemsnitlige egenskabsværdi ("community weighted average trait value") for hvert indsamlingssted i hegnet.

Der var signifikante sammenhænge mellem felternes gennemsnitlige egenskabsværdi og antallet af år siden omlægning til økologisk drift for otte ud af femten undersøgte egenskaber (se fig. 2 i Damgaard et al. (submitted), vedlagt som bilag 2), og i en regressionsanalyse kunne 31 % af variansen i antal år siden omlægning forklares ved 5 udvalgte egenskaber (se fig. 3 i Damgaard et al. (submit), vedlagt som bilag 2).

Det blev efterfølgende undersøgt om de fem udvalgte egenskaber kunne bruges til at prædikere antallet af år siden omlægning til økologisk drift men dette var ikke tilfældet (se fig. 4 i Damgaard et al. (submitted), vedlagt som bilag 2). For alle egenskaber var der imidlertid en signifikant stigning i den økologiske funktionsdiversitet ("ecosystem function diversity") i indsamlingsplottet med antallet af år siden omlægning til økologisk drift (Fig. 3.5).





**FIGUR 3.5**  
ØKOLOGISKE FUNKTIONSDIVERSITET VIST SOM EN FUNKTION AF TIDEN SIDEN DE OMGIVENDE MARKER BLEV OMLAGT TIL ØKOLOGISK DRIFT.

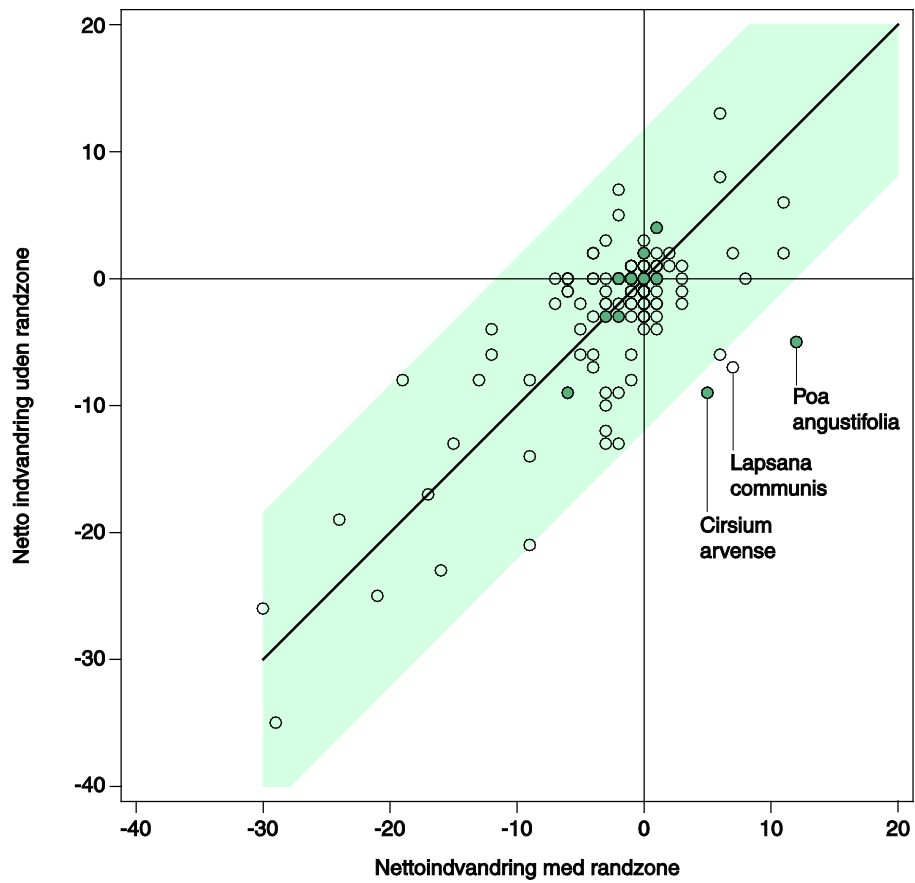
Antallet af år siden omlægning til økologisk drift har således signifikante effekter på de omgivende hegns bundvegetation. Vi fandt en stigning i antallet af arter og den økologiske funktionsdiversitet med antallet af år siden omlægning. På trods af dette var det ikke muligt ud fra plottets gennemsnitlige egenskabsværdier at prædiktere antallet af år siden omlægning med de egenskaber som i øjeblikket findes i tilgængelige databaser.

### 3.7 Undersøgelse af betydningen af herbicidfri randzoner for plantediversiteten

I forbindelse med nærværende projekt blev gennemført en undersøgelse af effekten af herbicidfri randzoner på blomstringen hos tokimbladede arter i bundfloraen i 10 hegn, der er naboer til marker med og uden en sprøjtefri randzone. Undersøgelsen findes nærmere beskrevet i Strandberg et al. (in prep. a), vedlagt som bilag 1. På baggrund af data for planternes forekomst i hegnene vil vi her vurdere hvordan forekomsten af de enkelte plantearter i hegnet påvirkes af etableringen af sprøjtefri randzoner. Desuden sammenlignes forekomsten af arter det første år, hvor randzonen etableres, med forekomsten i undersøgelsens tredje år.

I hvert hegn blev udlagt 30 permanente 0,5 x 0,5 m kvadrater, hvori data vedrørende blomstring blev indsamlet, og hvor 15 var placeret i den del af hegnet, hvor der var sprøjtet ud til markkanten, mens de resterende 15 var placeret i den del af hegnet, hvor der var en sprøjtefri randzone. For hver art optælles antallet af gange hvor arten indvandrer eller forsvinder fra et kvadrat i hegn med og uden sprøjtefri randzone.

Samlet set er plantediversiteten gået tilbage over de 3 år, hvor der i gennemsnit er forsvundet 1,7 arter mere end der er kommet til i hvert kvadrat. Hvis ændringen i diversitet deles op på hegn med og uden sprøjtefri randzone er der i gennemsnit forsvundet 1,6 arter i hegn med randzone og 1,8 arter i hegn uden randzone. Den generelle tilbagegang i antallet af plantearter kan skyldes mange forhold, f.eks. var der i perioden 2009-2011 relativt strenge vintre efter en årrække med mere milde vintre. Hegnene var alle nord-sydgående og fungerede således som snehegn og den vestvendte side af hegnet, hvor dataindsamlingen foregik, var snedækket gennem en meget lang periode og i flere hegn var en del af bundfloraen død ved sneafsmeltningen. Vinterklimaet kan således have spillet ind, men det er ikke muligt i denne undersøgelse at afdække årsager til den generelle tilbagegang yderligere. Da tilbagegangen i diversiteten i kvadrater, hvor hegnet grænsede op til en mark med en sprøjtefri randzone er mindre end tilbagegangen uden randzone, kan det tænkes at den formodede reduktion i pesticidbelastningen som følge af den sprøjtefri zone har haft en positiv effekt på diversiteten på trods af, at andre faktorer synes at være betydelige. For at undersøge dette yderligere bestemmes netto-udviklingen (antal kvadrater en art er indvandret til fratrukket antal kvadrater hvori arten er forsvundet) for hver art i hegn med og uden sprøjtefri randzone i nabomarken (Fig. 3.6). Linjen  $y = x$  udtrykker, at der ikke er nogen netto-ændring i antallet af kvadrater en art forekommer i. En negativ værdi betyder en netto-forsvinding og der ses en tydeligt tendens til at planter forsvinder, som omtalt ovenfor. En afvigelse fra denne linje kan dels skyldes stokastisk variation pga. stikprøve-usikkerhed og dermed ikke en reel forskel i betingelserne for planterne med og uden randzone, dels en reel forskel i forekomsten som følge af eksponeringsforholdene med og uden sprøjtefri randzone. Tre arter, agertidsel (*Cirsium arvense*), haremad (*Lapsana communis*) og smalbladet rapgræs (*Poa angustifolia*), er generelt blevet hyppigere, hvor der er sprøjtefri randzone og er samtidig gået tilbage hvor der ikke har været randzone. Det er iøjnefaldende at to af de tre arter, agertidsel og smalbladet rapgræs, som forekommer signifikant hyppigere hvor der etableres sprøjtefri randzoner (Fig. 3.6), er også er at finde på listen over mulige indikatorer for reduceret pesticidbelastning (Tabel 3.4). Det peger på, at disse arter er blandt de første arter, der reagerer på reduktioner i pesticidbelastningen i hegnet og allerede reagerer på ændringer indenfor de første 1-3 år efter etablering af herbicidfrie randzoner. Hvis man ønsker at opnå en gavnlig effekt på flere plantearter peger undersøgelsen på at det kræver længerevarende (mere end tre år) reduktioner i pesticidbelastningen.



**FIGUR 3.6**

NETTO-UDVIKLINGEN, DVS. ANTAL KVADRATER EN ART ER INDVANDRET TIL FRATRUKKET ANTAL KVADRATER, HVORI ARTEN ER FORSVUNDET, FOR HVER ART I HEGN MED OG UDEN SPRØJTEFRI RANDZONE I NABOMARKEN DE 2 STIPLEDE LINJER ANGIVER HHV. +/- 3 GANGE STANDARDAFVIGELSEN FOR AFVIGELSER OMKRING  $Y=X$ .

FYLDTE RUDER ANGIVER DE PLANTEARTER, DER ER POTENTIELLE INDIKATORER FOR ØKOLOGISKE HEGN, SE TABEL 4.4.



# 4. Generel diskussion

På baggrund af et omfattende review af litteratur vedrørende biodiversitetsindikatorer i Web of Science opstillede Heink og Kowarik (2010b) 19 kriterier, som kan benyttes til vurdering af en given økologisk parameter som indikator. En god indikator for ændringer i biodiversitet skal være relativt nem at måle i forhold til at beskrive hele økosystemet og være korreleret med de vigtigste miljømæssige påvirkninger (her eksponering for pesticider), dvs. indikatoren skal være præcis, transparent og aggregerende jf. Kjær et al. (2007). En vigtig parameter for kvaliteten af en økologisk indikator er relationen mellem indikator (den målte parameter) og indicandum, dvs. det fænomen man vil beskrive, mens relevansen af en indikator har langt større betydning politisk (Turnhout et al., 2007; Heink and Kowarik, 2010b). Kun ganske få biodiversitetsindikatorer er imidlertid baseret på empiriske data (Heink and Kowarik, 2010b).

De 19 kriterier, opstillet på baggrund af Heink og Kowarik (2010b), kan grupperes indenfor 5 kategorier 1) specificitet - relationen mellem indikator og indicandum, 2) målbarhed, sikkerhed og variation, 3) repræsentativitet, 4) effektivitet og 5) perception og er:

- 1) Specificitet - relationen mellem indikator og indicandum
  - præcisionen af sammenhængen
  - relevans/hvor godt er den mulige indikator relateret til det målte fænomen
  - følsomhed
  - aggregering af økologisk information
- 2) målbarhed, sikkerhed og variation
  - reproducerbarhed
  - egnethed til statistisk analyse
  - referenceværdier/niveauer
  - krævet viden
- 3) repræsentativitet
  - sjældenhed
  - økosystem og habitat specificitet
  - funktionel betydning/økосystem betydning
- 4) effektivitet
  - protokoller og guidelines
  - nødvendige ressourcer
- 5) perception/opfattelsen blandt stakeholders
  - transparens
  - økonomisk betydning

Vi vil i diskussionen nedenfor tages udgangspunkt i disse 19 punkter men specielt lægge vægt på specificitet, målbarhed (sikkerhed og variation), repræsentativitet, funktionel betydning samt de nødvendige ressourcer, hvorimod perceptionen af de mulige indikatorer ikke vil blive diskuteret.

I diskussionen vil vi inddrage undersøgelser af fire typer af plantebaserede biodiversitetsindikatorer for reduceret herbicidpåvirkning af biodiversiteten i semi-naturlige habitater i agerlandet, der alle har indgået i nærværende projekt, dvs. en funktionel indikator (blomstringsintensitet), indikatorarter, egenskabsprofilen hos de dominerende arter samt diversitet og aktivitet af blomsterbesøgende insekter.

## **4.1 Blomstringsintensitet**

### **4.1.1 Specificitet**

Blomstring er i flere undersøgelser (fx Marrs et al., 1989; Marrs et al., 1991; Kjær et al., 2006b; Christensen, 2008; Crone et al., 2009; Strandberg et al., in prep. a) vist at være et følsomt end-point også ved lave pesticiddoser, som det ses i afdrift. Der er dermed etableret en direkte korrelation mellem indikator og indicandum.

Blomstringsintensitet, dvs. antallet af blomster pr. plante, viste sig i undersøgelsen af 10 hegn langs marker med og uden herbicidfri randzone at reagere på den forventede reducerede herbicidbelastning som følge af etableringen af randzonen. Med en herbicidfri randzone anslås det ud fra model beregninger (Bruus et al., 2008) at eksponeringen af bundfloraen er reduceret omkring 90 %. Vi undersøgte variationen af andre faktorer som fx jordbundens bonitet, mængden af lys og hegnets struktur, der kunne tænkes at påvirke blomstringen. På alle marker blev der benyttet herbicider i perioden primo april til ultimo juni. Som det ses af tabel 3.1 var tilstedeværelsen af randzonen for de undersøgte hegn den vigtigste faktor for den forøgede blomstringen af hegnets bundflora. Blomstringsintensiteten blev forøget signifikant for de fleste arter allerede samme år som bufferzonen blev etableret og **hypotese 2** kan dermed bekræftes idet blomstringsintensiteten var en hurtigt reagerende indikator.

### **4.1.2 Følsomhed**

Vi kan på baggrund af det gennemførte markforsøg med etablering af 20-24 m brede bufferzoner ikke vurdere hvorvidt smallere bufferzoner vil resultere i en lignende positiv effekt på blomstringsintensiteten. De gennemførte dosis-respons forsøg med eksponering af rødkløver og mælkebøtte på knopstadiet (kapitel 3.1. og Bilag 1) viste at blomstringsintensiteten blev påvirket også ved lave herbicidkoncentrationer. Dette peger på, at der skal betydelige reduktioner i pesticidbelastningen og dermed relativt brede bufferzoner til før der opnås en positiv effekt på blomstringsintensiteten. Data vedr. blomstringsintensiteten i økologiske hegn (Strandberg, ikke publicerede data, og Christensen (2008)) viser også en betydelig forøgelse af blomstringsintensiteten hos bundfloraen i økologiske hegn.

### **4.1.3 Relevans og funktionel betydning**

Flere undersøgelser har peget på at reproduktive end-points er mere følsomme end for eksempel biomasse (Carpenter and Boutin, 2010; Strandberg et al., 2012). Blomstringsintensiteten må derfor også antages at være et mere relevant mål for den ændrede miljøpåvirkning som følge af fx etablering af sprøjtefrie randzoner eller ved omlægning til en økologisk driftsform. Samtidig har mængden af blomster ikke bare betydning for plantens fitness men også for de dyr, der udnytter blomsterressourcer som fødekilde fx i form af pollen og nektar. I nærværende projekt blev dog ikke fundet nogen sammenhæng mellem den forøgede blomstring i hegn og diversitet og aktivitet af humlebier og sommerfugle. Dette kan skyldes flere forhold. For det første var planter, der er kendt som gode pollen- og nektarkilder for bier og sommerfugle generelt sjældne i hegnene. Dernæst skal insekterne være til stede i området i forvejen for at blive tiltrukket af ressourcerne i hegnene og data for diversitet og aktivitet af sommerfugle og især humlebier viste, at der var meget få arter til stede i habitaterne. Dermed bliver det landskab som hegnene findes i og de ressourcer, der er i dette, af stor betydning for hvilken effekt en forøgelse af blomstringen kan medføre. Tilsvarende har andre undersøgelser vist at landskabet har stor betydning for den gavnlige effekt økologisk jordbrug kan have på bestøvende insekter (fx Rundlöf and Smith, 2006; Rundlöf et al., 2008; Rundlöf et al., 2010; Smith et al., 2010).

#### **4.1.4 Repræsentativitet**

Da blomstringsintensitet er et funktionelt mål, der som sådan er uafhængigt af plantearten må blomstringsintensitet formodes at være en mulig indikator for reduceret herbicideksponering også i andre habitater end hegn.

#### **4.1.5 Reproducerbarhed, målbarhed, referenceværdier og krævet viden**

Blomstringsintensitet er umiddelbar reproducerbar dog skal der udarbejdes vejledninger/protokoller således at der sikres en ensartet dataindsamling.

Data skal indsamles i et antal områder i hvert hegn. I nærværende projekt har vi anvendt 15 0,5 x 0,5 kvadrater. Med den fundne variation i den gennemsnitlige blomstring pr. plante af hver art har det været muligt at identificere signifikante forskelle.

Der findes ingen referenceværdier for en plantearts "normale" blomstring i et ikke herbicidpåvirket område. Den anvendte metode med at have den ene del af hegnet som reference i forhold til den hegnsdel, hvor der etableres bufferzone har været særdeles brugbar ved udviklingen af metoden, men vil ikke være en realistisk mulighed i praksis. Der vil derfor være behov for yderligere viden om, hvordan blomstringsintensiteten for den enkelte planteart varierer.

## **4.2 Artssammensætning**

### **4.2.1 Specificitet**

Plantearter har en meget varierende følsomhed overfor herbicider og der er ingen planteart, der er generelt mest følsom (Fletcher et al., 1985; Fletcher et al., 1990), men forekomsten af planter i semi-naturlige habitater påvirkes blandt andet af herbicidanvendelsen (fx de Snoo and van der Poll, 1999; Aude et al., 2003; Strandberg et al., 2012). Der er imidlertid mange andre faktorer der potentielt virker sammen med denne på artssammensætningen i naturlige habitater, her skal specielt nævnes kvælstof som både via afdrift (Aude et al., 2003; Gove et al., 2007; Strandberg et al., 2012) og via deposition kan påvirke artssammensætningen, desuden er manglende græsning ofte også en afgørende faktor (Ejrnæs et al., 2011).

I nærværende projekt har vi undersøgt artssammensætning af bundfloraen i hegn som respons på reduceret pesticidpåvirkning dels ved etablering af herbicidfri bufferzoner dels ved omlægning til økologisk jordbrug. I overensstemmelse med flere andre undersøgelser (Aude et al., 2003; Petersen et al., 2006; Strandberg et al., in prep. b) fandt vi at artssammensætningen af bundfloraen var forskellige på de to typer af bedrifter. Resultaterne underbygger endvidere undersøgelser af Strandberg et al. (in prep. b), der viste, at tid siden omlægning har signifikant effekt på artsdiversiteten. I nærværende undersøgelse har vi udpeget en række arter, der forekommer signifikant hyppigere i økologiske hegn (tabel 3.4) og dermed er potentielle indikatorer for økologiske hegn. Vi har også vist, at der generelt forekommer flere af disse 16 arter i økologiske hegn sammenlignet med konventionelle (Fig. 3.3). Samspillet med andre kårfaktorer er ikke belyst i undersøgelsen, og vi kan dermed ikke udelukke, at andre faktorer end den manglende (stærkt reducerede) pesticideksponering er medvirkende til den hyppigere forekomst i økologiske hegn.

### **4.2.2 Følsomhed**

Som nævnt ovenfor fandt vi, at 16 plantearter forekom signifikant hyppigere i økologiske hegn sammenlignet med konventionelle. Vi har også set på forekomsten af disse arter i hegn, hvor der etableres en herbicidfri randzone. Her fandt vi at tre arter, agertidsel, langbladet rapgræs og haremød, blev signifikant hyppigere i løbet den treårige periode (2009-2011), hvor forsøget blev gennemført. To af disse, nemlig agertidsel og smalbladet rapgræs, var også på listen over mulige indikatorarter for økologiske hegn. Det peger på, at disse arter er blandt de første arter, der reagerer på en reduktion i pesticidbelastningen og allerede reagerer på ændringerne indenfor de første år

efter etablering. Generelt steg artsdiversiteten dog ikke over den treårige periode, der blev tværtimod færre arter i hegnene og det var uanset etablering af den herbicidfri bufferzone. Vi må derfor sammenfattende konkludere at målelige og blivende forbedringer i diversiteten af planter i hegn som følge af reduceret herbicidbelastning kræver længerevarende eller måske permanente foranstaltninger. Resultaterne bekræfter dermed **hypotese 1**.

#### **4.2.3 Repræsentativitet**

De identificerede mulige indikatorarter (Tabel 3.4) må formodes at være specifikke for bundfloraen i hegn og lignende græsdominerede marknære habitater som fx markkanter. Indikatorarterne må dermed formodes ikke umiddelbart at kunne benyttes som indikatorer for reduceret pesticidbelastning i andre habitater. Arter med en bred økologisk amplitude vil dog have en bredere anvendelse end mere habitatspecifikke arter.

#### **4.2.4 Reproducerbarhed, målbarhed, referenceværdier og krævet viden**

Anvendelsen af specifikke arter, som indikatorer er den mest anvendte metode for biodiversitetsindikatorer. Den er enkel at måle, men sandsynligvis ret habitatspecifik, hvilket betyder, at der skal udvikles indikatorer for andre habitater end hegn.

Økologiske hegn vil være brugbare som referencer i forhold til betydningen af reduceret pesticideksponering som biodiversitetsforbedrende tiltag.

### **4.3 Planteegenskaber**

Der blev fundet en signifikant sammenhæng mellem de gennemsnitlige egenskabsværdier for otte ud af femten undersøgte planteegenskaber vægtet i forhold til arternes hyppighed i bundfloraen i hegn på økologiske og konventionelle brug og 31 % af variansen kunne forklares ved 5 udvalgte egenskaber. Disse kunne imidlertid ikke benyttes til at forudsige hvor lang en periode hegnet har været økologisk. Vi må derfor konkludere, at ændringerne i sammensætning og hyppighed af disse funktionelle egenskaber ikke kan benyttes som indikator for økologiske hegn. Vi må dermed afvise **hypotese 4**.

Analyser af ændringerne i sammensætning og hyppighed af funktionelle egenskaber har i andre undersøgelser vist en tydelig sammenhæng mellem funktionelle egenskaber og ændret arealanvendelse (Garnier et al., 2007; Campetella et al., 2011; Johansson et al., 2011; Latzel et al., 2011). I disse undersøgelser er der i alle tilfælde tale om at plantesamfundet har ændret successionsstadiet. Ved omlægning til økologisk jordbrug er der imidlertid intet der tyder på, at successionsstadiet ændres markant (Strandberg et al., in prep. b). Strandberg et al. fandt således, at vegetationsudviklingen i økologiske hegn sker i form af, hvad der tidligere er defineret som "directional, non-replacement succession" (efter Svoboda and Henry, 1987) dvs. at de arter, der allerede var til stede medens hegnet var konventionelt fortsat findes og suppleres med en række nye arter. Hvor mange og hvilke nye arter afhænger blandt andet af tid siden omlægning og jordtypen (Strandberg et al., in prep. b). Denne undersøgelse viste også, at økologiske og konventionelle hegn domineres af de samme 5-10 arter i øvrigt uanset tid siden omlægning. Da den beregnede gennemsnitlige egenskabsværdi for et hegn vægter arterne i forhold til hyppigheden vil det kontingent af nye arter, der vil bidrage til en øget økologisk funktionsdiversitet, som vi i nærværende undersøgelse fandt en signifikant stigning af, ikke kunne forventes at blive afspejlet i den beregnede gennemsnitlige egenskabsværdi.



#### 4.3.1 Relevans og funktionel betydning

Der er ingen tvivl om, at en indikator baseret på egenskaber vil være særdeles relevant idet den knytter de forekommende arter sammen med deres funktionalitet i økosystemet.

#### 4.3.2 Repræsentativitet

Hele baggrunden for at arbejde med en egenskabsbaseret tilgang var, at flere plantearter har den samme funktionelle type, dvs. besidde det samme kontingent af funktionelle egenskaber, og det er en ukendt, tilfældig proces, der afgør, hvilken art af en given funktionel type som vil indvandre fx ved en ændret herbicidpåvirkning (Hubbell, 2001). Man må derfor formode, at funktionelle egenskabers forsvinden eller (gen)indvandring vil være mindre tilfældig end ændringer i artspuljen. Dermed kan ændringer i sammensætning og hyppighed af funktionelle egenskaber anses for at være et mere robust mål for effekten af ændringer i vækstbetingelser. Dette vil samtidig gøre en indikator mere repræsentativ dvs. mindre habitat eller økosystem specifik.

Fortolkningen af data begrænses også af tilgængeligheden af informationer om planteegenskaber, der mere direkte responderer på herbicidpåvirkning og i denne forbindelse navnlig ophør af eller reduceret pesticidbelastning.

#### 4.4 Diversitet af blomstersøgende insekter

Undersøgelsen af blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle i hegn med og uden herbicidfri randzone, som er benyttet til at udvikle blomstringsintensitet som en mulig indikator for reduceret herbicideksponering, viste ingen sammenhæng mellem den forøgede blomsterressource og insektdiversitet (Navntoft et al., 2011). På den baggrund må vi derfor afvise **hypotese 3**. Som nævnt ovenfor kan der være en række forklaringer på dette. Det kunne desuden være relevant at inddrage andre insekter end pollinatorerne i en fremtidig undersøgelse og gerne organismer, der er tættere knyttet til den undersøgte habitat end det er tilfældet for pollinatorerne. Flere undersøgelser har dog også vist af pollinatorer kan benyttes som bioindikatorer (Kevan, 1999; Ghini et al., 2004; Balayiannis and Balayiannis, 2008; Brittain et al., 2010b). Kevan (1999) fandt således, at specifikke arter, diversitet og aktivitet af pollinatorer kan benyttes som indikatorer for, hvad han kalder økosystemsundhed eller stress dvs. sige som respons på mange forskellige påvirkningsfaktorer herunder også pesticider. Både Ghini et al. (2004) og Balayiannis og Balayiannis (2008) benytter mere specifikt indholdet af pesticider i honningbier hhv. i honning som indikatorer på pesticidbelastningen. Ingen af de nævnte undersøgelser har dog etableret en sammenhæng mellem reduceret pesticideksponering eller lave pesticidkoncentrationer og insekterne. Jonason et al. (2011) fandt at sommerfugle først responderede på omlægning til økologisk jordbrug efter en årrække.

Betydningen af landskabet stiller særlige udfordringer i forbindelse med brugen af mobile organismer som indikatorer. Flere undersøgelser har fx vist at landskabet har stor betydning for den effekt økologisk jordbrug kan have på bestøvende insekter (fx Rundlöf and Smith, 2006; Rundlöf et al., 2008; Rundlöf et al., 2010; Smith et al., 2010). For mobile organismer kan det ligeledes være vanskeligt at relatere fx diversiteten eller abundansen til forholdene i et af de habitater organismen benytter.



# 5. Konklusioner

Projektet har undersøgt og udviklet en række mulige indikatorer for biodiversitetsforbedringer i bundfloraen i hegn som følge af reduceret pesticidbelastning. Disse omfatter såvel en funktionel indikator, dvs. blomstringsintensitet, som en artsindikator.

Vi fandt en signifikant forøgelse af blomstringsintensitet, dvs. antallet af blomster pr. plante, hos 1/3 af de tokimbladede arter i hegnet og desuden var der yderligere 5 arter, der udelukkende blomstrede hvor der var en herbicidfri randzone. Som det ses af tabel 3.1 var tilstedeværelsen af en herbicidfri randzonen den vigtigste faktor for den forøgede blomstringen hos hegnets bundflora i de indgående 10 hegn.

Blomstringsintensiteten blev forøget signifikant for de fleste arter allerede samme år som randzonen blev etableret og kan derfor benyttes en hurtigt reagerende indikator. Vi kan på baggrund af det gennemførte markforsøg, hvor randzonen var 20-24 m bred ikke vurdere hvorvidt smallere randzoner vil resultere i en lignende positiv effekt på blomstringsintensiteten. De gennemførte dosis-respons forsøg med eksponering af rødkløver og mælkebøtte på knopstadiet (Strandberg et al., in prep. a) viste at blomstringsintensiteten blev påvirket også ved lave herbicidkoncentrationer. Dette peger på, at der skal betydelige reduktioner i pesticidbelastningen og dermed relativt brede randzoner til før der opnås en positiv effekt på blomstringsintensiteten.

I nærværende projekt har vi også undersøgt artssammensætning af bundfloraen i hegnet som respons på reduceret pesticidpåvirkning dels ved etablering af herbicidfri bufferzoner dels ved omlægning til økologisk jordbrug. Vi fandt, at artssammensætningen af bundfloraen var signifikant forskellig på økologiske og konventionelle brug. På baggrund af arternes forekomst var det muligt at udpege en række arter, der forekommer signifikant hyppigere i økologiske hegn (tabel 3.4) og dermed er potentielle indikatorer for økologiske hegn. Der forekommer generelt også flere af disse 16 arter i økologiske hegn sammenlignet med konventionelle. Samspelet med andre kårfaktorer er ikke belyst i undersøgelsen, og vi kan dermed ikke udelukke at andre faktorer end den manglende (stærkt reducerede) pesticideksponering er medvirkende til den forøgede forekomst i økologiske hegn. I hegn hvor der etableres en herbicidfri randzone langs hegnet fandt vi at tre arter, agertidsel, smalbladet rapgræs og haremad, blev signifikant hyppigere i løbet den treårige periode (2009-2011), hvor forsøget blev gennemført. To af disse, nemlig agertidsel og smalbladet rapgræs, var også på listen over mulige indikatorarter for økologiske hegn. Det peger på disse arter er blandt de første arter, der reagerer på en reduktion i pesticidbelastningen og allerede reagerer på ændringerne indenfor de første år efter etablering. Generelt steg artsdiversiteten dog ikke over den treårige periode og vores undersøgelse peger på at målelige og blivende forbedringer i diversiteten af planter i hegn som følge af reduceret herbicidbelastning kræver længerevarende eller måske permanente foranstaltninger.

I projektet undersøgte vi også brugen af planteegenskaber som mulige indikatorer for biodiversitetsforbedringer. De undersøgte egenskaber kunne imidlertid ikke benyttes til at forudsige om hegnet var økologisk. Vi må derfor konkludere, at ændringerne i sammensætning og hyppighed af ikke umiddelbart kan benyttes som indikator for økologiske hegn. Der er ingen tvivl om at en indikator baseret på egenskaber vil være særdeles relevant idet den knytter de forekommende arter sammen med deres funktionalitet i økosystemet. Fortolkningen af data begrænses imidlertid af tilgængeligheden af informationer om planteegenskaber, der direkte responderer på herbicidpåvirkning og i denne forbindelse navnlig ophør af eller reduceret pesticidbelastning.

I det til projektet knyttede pilotprojekt vedr. blomsterbesøgende humlebier og sommerfugle i hegn med og uden herbicidfri randzone fandt vi ingen sammenhæng mellem den forøgede blomsterressource og insektdiversitet (Navntoft et al., 2011). Det kan skyldes flere forhold dels manglen på gode pollen- og nektarkilder for bier og sommerfugle i hegnene dels den generelt meget lave diversitet og aktivitet af sommerfugle og især humlebier i habitaterne. Sandsynligvis er landskabet omkring hegnet af afgørende betydning for hvilken betydning en forøgelse af blomstringen kan få på kort sigt.

# 6. Perspektivering

Projektet peger på flere mulige indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper som følge af reduceret pesticidbelastning.

Der er dog behov at udvikle disse potentielle indikatorer yderligere før de bliver operationelle redskaber, der kan benyttes til opfølgning på målsætninger om biodiversitetsforbedringer i småbiotoperne som følge af reduceret pesticidbelastning.

Vedr. blomstringsintensitet som funktionelt respons på reduceret pesticidbelastning er der behov for undersøgelse af effekten af flere herbicider overfor en større antal arter for at dokumentere, at det er et generelt respons. Der er desuden behov for at undersøge om og i givet fald hvordan andre kårfaktorer indvirker på blomstringsintensiteten. Endelig er der behov for yderligere undersøgelser af betydningen af en forøget blomstring dels for frø- og frugtproduktion dels for blomsterbesøgende insekter for at demonstrere en eventuel økosystembetydning.

Vedr. udvalgte plantearter som respons på reduceret pesticidbelastning er der primært behov for at undersøge repræsentativiteten af de seksten arter, der er identificeret som mulige indikatorer, i forhold til forekomst i andre habitater i agerlandet fx gravhøje og vandløbsnære omgivelser. De arter, der er velegnede indikatorer i hegn optræder sandsynligvis mindre hyppigt i andre habitater og et muligt respons ved en reduceret pesticideksponering kan derfor være at finde blandt andre arter.

Vedr. brug af planteegenskaber som respons på reduceret pesticidbelastning er der behov for yderligere viden om hvilke planteegenskaber der responderer på pesticidpåvirkning og især på reduceret eksponering. Disse er ikke nødvendigvis identiske.

Vedr. brug af insekter som respons på reduceret pesticidbelastning er især behov for undersøgelser der inkluderer organismegrupper, der er mere stationære og knyttet til den påvirkede habitat end pollinatorerne og derfor også responderer på ændringer i forholdene i selve habitatet. Landskabsmæssige forhold af betydning for forekomsten af insekter, hvilket blandt andet omfatter fødebiotoper gennem hele sæsonen, rede- og overvintringssteder bør også inddrages i kommende undersøgelser.

Endelig er behov for at videreudvikle indsamlingsmetoderne til brug for de enkelte indikatorer med henblik på udarbejdelse af anvisninger og protokoller for at sikre ensartet registrering. Desuden kan indsamlingsmetoderne med fordel sandsynligvis automatiseres således at omkostningerne til dataindsamlingen begrænses.



# Referencer

- Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J. C. (1996) *Decline of the flora in Danish arable fields. Journal of Applied Ecology*, **33**, 619-626.
- Atkinson, P. W., Fuller, R. J. & Vickery, J. A. (2002) *Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. Ecography*, **25**, 466-480.
- Aude, E., Tybirk, K. & Bruus Pedersen, M. (2003) *Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. Agriculture, Ecosystems and Environment*, **99**, 135-147.
- Balayiannis, G. & Balayiannis, P. (2008) *Bee Honey as an Environmental Bioindicator of Pesticides' Occurrence in Six Agricultural Areas of Greece. Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **55**, 462-470.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J. & Weibull, A. C. (2005) *The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology*, **42**, 261-269.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. (2002) *Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. Journal of Applied Ecology*, **39**, 673-687.
- Bhatti, M. A., Al-Khatib, K. & Felsot, A. S. (1995) *Effects of simulated chlorsulfuron drift on fruit yield and quality of sweet cherries. Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**, 537-544.
- Blackburn, L. G., Boutin, C. (2003) *Subtle Effects of Herbicide Use in the Context of Genetically Modified Crops: A Case Study with Glyphosate (Roundup®). Ecotoxicology*, **12**, 271-285.
- Boutin, C., Lee, H.-B., Peart, E. T., Batchelor, P. S. & Maguire, R. J. (2000) *Effects of the sulfonylurea herbicide metsulfuron methyl on growth and reproduction of five wetland and terrestrial plant species. Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 2532-2541.
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Settele, J. & Potts, S. G. (2010a) *Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. Biological Conservation*, **143**, 1860-1867.
- Brittain, C. A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J. & Potts, S. G. (2010b) *Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. Basic and Applied Ecology*, **11**, 106-115.
- Bruus, M., Andersen, H. V., Løfstrøm, P., Kjær, C., Glasius, M., Strandberg, M., Bak, J., Hansen, K. M. & Bossi, R. (2008) *Omfang og effekt af herbicidafrift til læhegn. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen*, **120**, pp. 86.
- Campetella, G., Botta-Dukat, Z., Wellstein, C., Canullo, R., Gatto, S., Chelli, S., Mucina, L. & Bartha, S. (2011) *Patterns of plant trait-environment relationships along a forest succession chronosequence. Agriculture Ecosystems & Environment*, **145**, 38-48.
- Carpenter, D. & Boutin, C. (2010) *Sublethal effects of the herbicide glufosinate ammonium on crops and wild plants: short-term effects compared to vegetative recovery and plant reproduction. Ecotoxicology*, **19**, 1322-1336.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. (2000) *Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Journal of Applied Ecology*, **37**, 771-788.
- Christensen, K. K. K. (2008) *Herbicidet Starane 180S' effekt på pollenproduktionen hos mælkebøtte og rødkløver - påvirkninger af fødeudbuddet i markhegn på konventionelle og økologiske brug. Specielrapport ved Afdeling for Terrestrisk Økologi, Danmarks Miljøundersøgelser (vejleder Beate Strandberg) og Københavns Universitet, Institut for Økologi (vejleder Johannes Kollmann)*
- Crone, E. E., Marler, M. & Pearson, D. E. (2009) *Non-target effects of broadleaf herbicide on a native perennial forb: a demographic framework for assessing and minimizing impacts. Journal of Applied Ecology*, **46**, 673-682.
- Damgaard, C., Strandberg, B., Pedersen, M. B., Sørensen, P. B., Strandberg, M. & Nielsen, K. E. (submitted) *Selection on plant traits in hedgerow vegetation: the effect of shifting from conventional to organic farming.*
- de Jong, F. M. W., de Snoo, G. R. & van de Zandee, J. C. (2008) *Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. Journal of Environmental Management*, **86**, 721-730.
- de Jong, F. M. W., van der Voet, E. & Canters, K. J. (1995) *Possible Side Effects of Airborne Pesticides on Fungi and Vascular Plants in The Netherlands. Ecotoxicology and Environmental Safety*, **30**, 77-84.

- de Snoo, G. R. (1997) *Arable flora in sprayed and unsprayed crop edges. Agriculture Ecosystems & Environment*, **66**, 223-230.
- de Snoo, G. R. (1999) *Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. Landscape and Urban Planning*, **46**, 151-160.
- de Snoo, G. R. & de Wit, P. J. (1998) *Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety*, **41**, 112-118.
- de Snoo, G. R. & van der Poll, R. J. (1999) *Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. Agriculture Ecosystems & Environment*, **73**, 1-6.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2000) *Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings Royal Society London Series B*, **268**, 25-29 Doi 10.1098/rspb.2000.1325.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & van Bommel, F. P. J. (2006) *Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. Agriculture, Ecosystems & Environment*, **116**, 189-196.
- EEA (2006) Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. *EEA Report No 5/2006*.
- EEA (2010) 10 messages for 2010. Agricultural ecosystems.
- Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T. E., Josefson, A. B., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L. W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M. D. D., Søndergaard, M., Hansen, A. S., Lundsteen, S., Baatrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P. H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. (2011) *Danmarks Biodiversitet 2010. Status, udvikling og trusler. Faglig rapport fra DMU*. 150 pp.
- Ernoul, A. & Alard, D. (2011) *Species richness of hedgerow habitats in changing agricultural landscapes: are  $\alpha$  and  $\gamma$  diversity shaped by the same factors? Landscape Ecology*, **26**, 683-696.
- Felsot, A. S., Bhatti, M. A. & Mink, G. I. (1996) *Using sentinel plants as biomonitors of herbicide drift and deposition. Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, **31**, 831-845.
- Fletcher, J. S., Johnson, F. L. & McFarlaned, J. C. (1990) *Influence of greenhouse versus field testing and taxonomic differences on plant sensitivity to chemical treatment. Environmental Toxicology and Chemistry*, **9**, 769-776.
- Fletcher, J. S., Muhitchi, M. J., Vann, D. R. & al., e. (1985) *PHYTOTOX Database evaluation of surrogate plant-species recommended by the United States Environmental Protection Agency and the Organization for Economic Co-Operation and Development. Environmental Toxicology and Chemistry*, **4**, 523-537.
- Fletcher, J. S., Pfleeger, T. G. & Ratsch, H. C. (1993) *Potential Environmental Risks Associated with the New Sulfonylurea Herbicides. Environmental Science and Technology*, **27**, 2250-2252.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L. W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M. B., Onate, J. J., Part, T., Weisser, W. W., Winqvist, C., Thies, C. & Tschardtke, T. (2011) *Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. Ecological Applications*, **21**, 1772-1781.
- Fuller, R. J., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Marchant, J. H., Wilson, J. D., Baillie, S. R. & Carter, N. (1995) *Population Declines and Range Contractions among Lowland Farmland Birds in Britain. Conservation Biology*, **9**, 1425-1441.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E. & Benton, T. G. (2010) *Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. Ecology Letters*, **13**, 858-869.
- Gabriel, D. & Tschardtke, T. (2007) *Insect pollinated plants benefit from organic farming. Agriculture Ecosystems & Environment*, **118**, 43-48.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Leps, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V. P., Quested, H., Quetier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Sternberg, M., Theau, J. P., Thebault, A., Vile, D. & Zarovali, M. P. (2007) *Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. Annals of Botany*, **99**, 967-985.
- Ghini, S., Fernandez, M., Pico, Y., Marin, R., Fini, F., Manes, J. & Girotti, S. (2004) *Occurrence and Distribution of Pesticides in the Province of Bologna, Italy, Using Honeybees as Bioindicators. Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **47**, 479-488.
- Gove, B., Power, A. G., Buckley, G. P. & Ghazoul, J. (2007) *Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland ground flora: comparison between short-term and long-term impact assessment and field surveys. Journal of Applied Ecology*, **44**, 374-384.
- Green, B. H. (1990) *Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assessment of future prospects. Grass and Forage Science*, **45**, 365-372.



- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. & Balmford, A. (2005) *Farming and the fate of wild nature*. *Science*, **307**, 550-555.
- Heink, U. & Kowarik, I. (2010a) *What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning*. *Ecological Indicators*, **10**, 584-593.
- Heink, U. & Kowarik, I. (2010b) *What criteria should be used to select biodiversity indicators?* *Biodiversity and Conservation*, **19**, 3769-3797.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005) *Does organic farming benefit biodiversity?* *Biological Conservation*, **122**, 113-130.
- Holterman, H. J., van de Zande, J. C., Porskamp, H. A. J. & Huijsmans, J. F. M. (1997) *Modelling spray drift from boom sprayers*. *Computers and Electronics in Agriculture*, **19**, 1-22.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. (2008) *Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity*. *Oikos*, **117**, 354-361.
- Hubbell, S. P. (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- IFOAM (2009) *The Principles of Organic Agriculture*, [http://www.ifoam.org/about\\_ifoam/principles/index.html](http://www.ifoam.org/about_ifoam/principles/index.html).
- Isbel, F., Calcagano, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S. & Loreau, M. (2011) *High plant diversity is needed to maintain ecosystem services*. *Nature*, **477**, 199-203.
- Johansson, V. A., Cousins, S. A. O. & Eriksson, O. (2011) *Remnant Populations and Plant Functional Traits in Abandoned Semi-Natural Grasslands*. *Folia Geobotanica*, **46**, 165-179.
- Jonason, D., Andersson, G. K. S., Öckinger, E., Rundlöf, M., Smith, H. G. & Bengtsson, J. (2011) *Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies*. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 543-550.
- Kevan, P. (1999) *Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **74**, 373-393.
- Kjær, C., Strandberg, M. & Erlandsen, M. (2006a) *Metsulfuron spray drift reduces fruit yield of hawthorn (*Crataegus monogyna* L.)*. *Science of the Total Environment*, **356**, 228-234.
- Kjær, C., Strandberg, M. & Erlandsen, M. (2006b) *Effects on hawthorn the year after simulated spray drift*. *Chemosphere*, **63**, 853-859.
- Kjær, C., Sørensen, P. B., Kudsk, P. & Jørgensen, L. N. (2007) *Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlingens miljøbelastning. Findes på Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeris hjemmeside: [http://fvm.dk/Files/Filer/Nyheder/Udredning\\_om\\_BH\\_DOK289420.pdf](http://fvm.dk/Files/Filer/Nyheder/Udredning_om_BH_DOK289420.pdf)*.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003) *How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?* *Journal of Applied Ecology*, **40**, 947-969.
- Koch, H., Weisser, P., Landfried, M. & Strub, O. (2002) *Exposition of leaf surfaces of non target plants in off-crop habitats caused by pesticide drift*. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 1023-1030.
- Kremen, C., Williams, N. M. & Thorp, R. W. (2002) *Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**, 16812-16816.
- Latzel, V., Klimesova, J., Dolezal, J., Pysek, P., Tackenberg, O. & Prach, K. (2011) *The Association of Dispersal and Persistence Traits of Plants with Different Stages of Succession in Central European Man-Made Habitats*. *Folia Geobotanica*, **46**, 289-302.
- Maestre, F. T., Quero, J. L., Gotelli, N. J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., Garcia-Gomez, M., Bowker, M. A., Soliveres, S., Escolar, C., Garcia-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceicao, A. A., Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, D. J., Espinosa, C. I., Florentino, A., Gaitan, J., Gatica, M. G., Ghiloufi, W., Gomez-Gonzalez, S., Gutierrez, J. R., Hernandez, R. M., Huang, X. W., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Monerris, J., Mau, R. L., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramirez-Collantes, D. A., Romao, R., Tighe, M., Torres-Diaz, C., Val, J., Veiga, J. P., Wang, D. L. & Zaady, E. (2012) *Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands*. *Science*, **335**, 214-218.
- Marrs, R. H., Frost, A. J. & Plant, R. A. (1991) *Effects of herbicide spray drift on selected species of nature conservation interest: The effects of plant age and surrounding vegetation structure*. *Environmental Pollution*, **69**, 223-235.
- Marrs, R. H., Frost, A. J., Plant, R. A. & Lunnis, P. (1993) *Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosate spray drift*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **45**, 283-293.
- Marrs, R. H., Williams, C. T., Frost, A. J. & Plant, R. A. (1989) *Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest*. *Environmental Pollution*, **59**, 71-86.
- MEA (2005) *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*.
- Milchunas, D. G. & Lauenroth, W. K. (1995) *Inertia in plant community structure - state changes after cessation of nutrient-enrichment stress*. *Ecological Applications*, **5**, 452-458.

- Ministry of Food, A. a. F. (2008) The Danish Rural Development Programme 2007-2013  
Copenhagen, Denmark.
- Navntoft, S., Strandberg, B., Nimgaard, R., Esbjerg, P. & Axelsen, J. A. (2011) Effects of herbicide-free field margins on bumblebee and butterfly diversity in and along hedgerows. *Pesticide Research No. 131*.
- OECD (2003) Core Environmental Indicators. Development, Measurement and Use. (ed. (eds O.-O. f. E. C.-O. a. Development), 37 pp.
- Petersen, S., Axelsen, J. A., Tybirk, K., Aude, E. & Vestergaard, P. (2006) *Effects of organic farming on field boundary vegetation in Denmark. Agriculture Ecosystems & Environment*, **113**, 302-306.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardt, T. & Wolters, V. (2005) *Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. Agriculture Ecosystems & Environment*, **108**, 165-174.
- Rautmann, D., Streløke, M. & Winkler, R. (2001) New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft*, Berlin.
- Rich, T. C. G. & Woodruff, E. R. (1996) *Changes in the vascular plant floras of England and Scotland between 1930-1960 and 1987-1988: The BSBI monitoring Scheme. Biological Conservation*, **75**, 217-229.
- Rundlöf, M., Bengtsson, J. & Smith, H. G. (2008) *Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. Journal of Applied Ecology*, **45**, 813-820.
- Rundlöf, M., Edlund, M. & Smith, H. G. (2010) *Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. Ecography*, **33**, 514-522.
- Rundlöf, M. & Smith, H. G. (2006) *The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. Journal of Applied Ecology*, **43**, 1121-1127.
- Röckström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. A. (2009) *A safe space for humanity. Nature*, **461**, 472-475.
- Rødliste, D. D. (2004) Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur (B-FDC). - Danmarks Miljøundersøgelser <http://redlist.dmu.dk>.
- Sanderson, F. J., Kloch, A., Sachanowicz, K. & Donald, P. F. (2009) *Predicting the effects of agricultural change on farmland bird populations in Poland. Agriculture, Ecosystems & Environment*, **129**, 37-42.
- Schmitzberger, I., Wrbka, T., Steurer, B., Aschenbrenner, G., Peterseil, J. & Zechmeister, H. G. (2005) *How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment*, **108**, 274-290.
- Schuepp, C., Herrmann, J. D., Herzog, F. & Schmidt-Entling, M. H. (2011) *Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. Oecologia*, **165**, 713-721.
- Shipley, B., Vile, D. & Garnier, E. (2007) *Response to comments on "From plant traits to plant communities: A statistical mechanistic approach to biodiversity". Science*, **316**.
- Sigsgaard, L., Navntoft, S. & Esbjerg, P. (2007) Randzoner og andre pesticidfrie beskyttelsesstriber i dyrkede arealer - en udredning. *Miljøprojekt*. 75 pp.
- Smith, H. G., Danhardt, J., Lindstrom, A. & Rundlöf, M. (2010) *Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. Oecologia*, **162**, 1071-1079.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) *Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. Journal of Environmental Management*, **91**, 22-46.
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S. & Leuschner, C. (2011) *The impact of agricultural intensification and land-use change on European arable flora. Proceedings of the Royal Society, Series B*.
- Strandberg, B., Christensen, K. K., Damgaard, C., Sørensen, P. B. & Strandberg, M. (in prep. a) *Herbicide effects on plant flowering – a potential indicator of herbicide exposure.*
- Strandberg, B., Damgaard, C. & Dalgaard, T. (in prep. b) *Time matters: Effects of duration of the organic management on biodiversity in hedgerows.*
- Strandberg, B. & Krogh, P. H. (2011) Biodiversiteten i agerlandet. I Ejrnæs et al. (eds.) 2011.
- Strandberg, B., Mathiassen, S. K., Bruus, M., Kjær, C., Damgaard, C., Andersen, H. V., Bossi, R., Løfstrøm, P., Larsen, S. E., Bak, J. & Kudsk, P. (2012) *Effects of herbicides on non-target plants: How do effects in standard plant test relate to effects in natural habitats? Pesticide Research*, **137**.
- Svoboda, J. & Henry, G. H. R. (1987) *Succession in marginal arctic environments. Arctic and Alpine research*, **19**, 373-384.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. & Befort, B. L. (2011) *Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**, 20260-20264.

- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. (2001) *Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science*, **292**, 281-284.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. & Siemann, E. (1997) *The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Science*, **277**, 1300-1302.
- Topping, C. J. (2011) *Evaluation of wildlife management through organic farming. Ecological Engineering*, **37**, 2009-2017.
- Turnhout, E., Hisschemöller, M. & Eijsackers, H. (2007) *Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. Ecological Indicators*, **7**, 215-228.
- Uthes, S., Piorr, A., Zander, P., Bienkowski, J., Ungaro, F., Dalgaard, T., Stolze, M., Moschitz, H., Schader, C., Happe, K., Sahrbacher, A., Damgaard, M., Toussaint, V., Sattler, C., Reinhardt, F.-J., Kjeldsen, C., Casini, L. & Müller, K. (2011) *Regional impacts of abolishing direct payments: An integrated analysis in four European regions. Agricultural Systems*, **104**, 110-121.
- Vile, D., Shipley, B. & Garnier, E. (2006) *A structural equation model to integrate changes in functional strategies during old-field succession. Ecology*, **87**, 504-517.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000) *Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. Ecography*, **23**, 743-750.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I. & Tscharncke, T. (2006) *Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. Oecologia*, **149**, 289-300.
- Zwinger, P. & Pestemer, W. (2000) *Testing the phytotoxic effects of herbicides on higher terrestrial non-target plants using a plant life cycle test. Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 711-718.



## **Bilag 1:       Herbicide effects on plant flowering – a potential indicator of herbicide exposure**

Beate Strandberg, (bst@dmu.dk), Kimmie K. Christensen (kkc@dmu.dk), Christian Damgaard (cfd@dmu.dk), Peter Borgen Sørensen (pbs@dmu.dk), Morten Strandberg (mts@dmu.dk)

Department of Bioscience, Aarhus University, Vejlsovej 25, DK-8600 Silkeborg, Denmark

### **Abstract**

While effects on reproductive output are routinely tested when looking for effects of xenobiotics on animals, effects on the reproduction have achieved little attention for terrestrial plants. The few studies on effects of herbicides on production of seeds and fruits (Fletcher et al., 1993; Bhatti et al., 1995; Carpenter and Boutin, 2010), demonstrate that herbicides affect seed and fruit production negatively.

The present study includes dose-response experiments with two dicot plants, red clover (*Trifolium pratense*) and dandelion (*Taraxacum vulgare*), exposed to the herbicide Starane 180S with the active ingredient fluroxypyr at the 3-4 leave stage and at the bud stage. The herbicide doses included 0, 5, 25 and 100 % of the recommended dose (144 g a.i./ha).

All young *T. pratense* and *T. vulgare* plants exposed to the highest dose were dead two weeks after exposure. Plants receiving 5 % showed some recovery over the experimental period while they showed either no recovery (*T. vulgare*) or some recovery (*T. pratense*) when exposed to 25 % of label rate. The EC<sub>50</sub> for biomass was 36 g a.i./ha and 74 g a.i./ha for *Taraxacum* sp. and *T. pratense*, respectively. When exposed to Starane 180S at flowering, the exposure affected both species visibly even at the lowest concentration (36 g a.i./ha ~ 5 % of label rate) but all doses were sublethal. Exposure to Starane 180S at 25 and 100 % of label rate reduced the number of flowers produced by *T. vulgare* significantly whereas the lowest concentration had no effect on flowering. All concentrations of Starane 180S reduced flowering of *T. pratense* significantly.

Furthermore, we monitored the flowering of ground vegetation in 10 hedgerows next to fields that were sprayed by herbicides during the period mid-April to late June. Along one half of each hedgerow a 20-24 wide herbicide-free buffer zone was placed, the other half served as reference where flowering potentially was affected by the spraying. Flowering of each species was recorded monthly (May to September) over a three year period (2009-2011).

Establishment of a 20-24 wide buffer zone had only minor effect on flowering frequency but it significantly increased flowering intensity, i.e. the mean number of flowers/inflorescences per plant, of one-third of the dicot species in the hedgerow ground vegetation. In addition, five species were only flowering in the part of the hedgerow that was bordered by an herbicide-free buffer zone.

Our findings clearly demonstrate the need for more focus on reproduction in plant testing and also the need for use of relevant end-points to quantify the effects. While effects on biomass seems relevant when studying effects on young plants it is not useful and might even be misleading for effects on reproducing plants. Furthermore, end-points such as number of flowers are much more relevant when effects on resources for flower visiting insects such as pollinators are focussed. If

developed further, flowering intensity may also prove to be a suitable indicator for herbicide exposure.

## **Introduction**

In agricultural landscapes, which are predominant in most of Europe, natural and semi-natural habitats intermingle with agricultural fields, and natural habitats form “islands” in between the agricultural fields. The natural and semi-natural habitats, therefore, to a varying extent are affected by the agricultural practice. It has been suggested that changes in agricultural practice could drive changes in biodiversity almost as large as are expected from climate change (Tilman et al., 2001; Tilman et al., 2011).

Biodiversity within agricultural areas including plants as well as most other groups of living organisms is declining in most of Europe (Green, 1990; Fuller et al., 1995; Andreassen et al., 1996; Chamberlain et al., 2000; Donald et al., 2000; Benton et al., 2002; Donald et al., 2006; EEA, 2006; EEA, 2010; Storkey et al., 2011a). The degradation is much more pronounced in agricultural areas than in natural habitats outside production (Tilman et al., 2001; Stoate et al., 2009; Tilman et al., 2011). A number of factors, often summarized as the intensification of the agricultural practice, are made responsible for the decline (Matson et al., 1997; Firbank et al., 2008; Flohre et al., 2011; Schuepp et al., 2011; Storkey et al., 2011b). Several studies have pointed at herbicide spray drift as a major factor affecting both flora and fauna of field boundaries and hedgerows and application of fertilizers and pesticide usage are regarded to play an important role in the decline of species richness (e.g. Marrs et al., 1989; Bhatti et al., 1995; de Jong et al., 1995; de Snoo and van der Poll, 1999; Aude et al., 2003; Petersen et al., 2006; de Jong et al., 2008). Non-target plants in natural and semi-natural habitats within the agricultural areas may through spray drift become exposed to varying fractions dependent on wind speed, spray nozzles and height of the boom of mostly sublethal concentrations of herbicides (0-25 % of recommended field dose, and on average 10 %) (de Jong et al., 1995; Holterman et al., 1997; de Snoo and de Wit, 1998; Koch et al., 2002).

Facing the biodiversity crisis and the failing success of halting the decline also in agricultural areas (EEA, 2006; EEA, 2010), there is a growing need to protect semi-natural habitats from the potential effects of pesticide drift. One way to derive a sensible measure for the protection of habitats found in between fields is by a pesticide-free buffer zone along the edge of the field (Marrs et al., 1989; Marrs et al., 1993; de Jong et al., 1995; de Snoo, 1997; de Snoo and de Wit, 1998; de Snoo, 1999; de Snoo and van der Poll, 1999). Marrs et al. (1993) found that buffer zones need to be 20 m wide or more if seedling establishment within neighboring habitat should take place.

Herbicides are designed to kill weeds and are evaluated based on their efficacy to significantly reduce survival and biomass of young plants. Obviously, reduction in survival and biomass of young plants are the selected end-points when assessing environmental risks according to the guidelines (e.g. OECD, 2003a; OECD, 2003b) where young plants having 4-6 leaves are exposed to the herbicide and effects on survival, biomass or visual effects are recorded up to 14-28 days after the exposure. However, it has been documented that plant sensitivity to herbicides can vary depending on a number of factors, including their phenological stage at the time of spray. Many studies have shown that the seedling stage was more sensitive than plants at later stages when using a biomass endpoint (e.g. Boutin et al., 2000; Zwerger and Pestemer, 2000) but a few recent studies found that

despite time of exposure seed production was a more sensitive end-point (Carpenter and Boutin, 2010; Strandberg et al., 2012; Boutin et al., in prep.). These studies and a few others (Fletcher et al., 1993; Bhatti et al., 1995; Blackburn, 2003; Carpenter and Boutin, 2010) indicated that the reproductive structures are particularly sensitive to herbicide exposure even at the sublethal doses that through spray drift reach non-target plants. If reproductive structures are specifically sensitive to herbicides this may put an additional pressure on species that need to reproduce by seeds to remain part of the vegetation.

Herbicides are used throughout the season for many different purposes including weed control, pre- and post-harvest treatments and scorching but the largest amount are in spring and early summer. Three situations may arise when herbicides are sprayed in crop fields and mostly sublethal doses through drift reach plants in adjacent habitats: 1) Plants at the seedling or juvenile stage may be affected on establishment and growth and long-term effects on seeds or fruits may be seen, 2) Plants at later vegetative stages may be affected on growth and long-term effects on seeds or fruits may be seen, and 3) Plants are at the reproductive stage and flowering, and/or production of fruits or seeds may be affected. Except for the studies by Marrs and co-workers (Marrs et al., 1989; Marrs et al., 1993) which among other evaluated herbicide effects based on a visual estimate of flowering suppression (flowering or non-flowering), no studies has focused on the direct effects of herbicides on flowering of non-target herbaceous vegetation. Kjær et al. (2006a) found that spraying the woody species hawthorn (*Crataegus monogyna*) with metsulfuron at the bud stage had no effects on flower production. However, a number of studies have demonstrated long-term effects on flowering and seed set/berry production. For example, Crone et al. (2009) found flowering suppression of *Balsamorhiza sagittata*, a non-target species, exposed at the vegetative stage during control of the invasive species *Centaurea maculosa* and Kjær and coworkers showed reduced flowering and berry production the year after exposure of *Crataegus monogyna* to metsulfuron (Kjær et al., 2006a; Kjær et al., 2006b).

The objective of this study was to test the direct effect of herbicides on flowering using two complementary methods that allowed the up-scaling of the effects in controlled experiments in a model system to the landscape level in a realistic agro-ecological setting. More specifically, the effect of herbicide on flowering was tested in dose-response experiments using a model system with the herbicide Starane 180S (active ingredient: fluroxypyr) when used on two plant species, *Trifolium pratense* and *Taraxacum vulgare*, which are important as pollen and nectar sources for many pollinators (Goulson et al., 2005; Carvell et al., 2006). Starane 180S is used for weed control in different crops including winter- as well as spring crops, and therefore, it is used over a long period from early spring to mid-summer. *T. vulgare* flowers relatively early in the season, mainly from April to June, while *T. pratense* flowers from mid-June to mid-August. Secondly, in order to test the significance of the results of the above-mentioned model system in a realistic agro-ecological setting, the effect of herbicides on flowering of hedgerow ground vegetation was tested in a survey of ten hedgerows where the effects of a 20-24 m wide herbicide-free buffer zone on flowering was followed over a three year period.

## Material and methods

### *Dose-response experiments*

Two dose-response experiments with exposure of *Trifolium pratense* and *Taraxacum vulgare* to Starane 180S were carried out. The first with young plants and a second with two year old plants exposed at the time when flowering was initiated.

Seeds of *Trifolium pratense* of the diploid variety 'Merula' and of *Taraxacum vulgare* were sown in germination boxes on 16 May 2007. Seeds for the experiments were obtained from Herbiseed. Plants for the dose-response experiments with exposure of young plants the plants were kept in the boxes at a density of 25 plants per box. For the dose-response experiment with exposure at the flowering stage, the plants were transplanted to 3 L pots and grown at outdoor conditions for one year before the exposure.

Fluroxypyr in the Starane 180S formulation was used for the experiment. Fluroxypyr is systemic and easily transported by the phloem to other plant parts. It is used for control of dicot weeds in cereals and maize. The herbicide is known to be effective against deep-rooted perennial weeds (MacDonald et al. 1994). Fluroxypyr belongs to the hormone herbicides with an auxin mode-of-action, i.e. it blocks or interferes plant metabolism and sometime results in uncontrolled growth. Fluroxypyr contains 180 g a.i./l. For use in cereals, where the main usage is, the recommended dose is 0.8 l/ha equal to 144 g a.i./ha.

The dose-response experiment on young plants was carried out one month after germination. The plants were kept within the germination boxes and thinned to 25 plants per box. At the time of exposure, plants of *T. vulgare* and *T. pratense* had 4 and 3 true leaves, respectively. Twelve boxes were used for the exposure experiments with 3 replicates of each of the 4 herbicide concentrations, see below.

Eighty pots of each of the two test species, *T. vulgare* and *T. pratense*, were selected for the dose-response experiment at the flowering stage. The selected plants were of the same size and all had about the same number of visible buds (baskets or flower heads), 4-6 and 15-20 for *T. vulgare* and *T. pratense*, respectively. Before the experiment the plants were moved to the greenhouse and they were kept there for the rest of the experiment.

Four concentrations of Starane 180S were used for the dose-response experiments: recommended label dose (~100 %), 25, 5 and 0 % (control). The five percentage dose is the herbicide dose that expectedly may reach field borders and hedgerow ground vegetation (Holterman et al. 1997, Weisser et al. 2002) whereas the exposure to twenty-five percentage of recommended dose only occurs occasionally (de Snoo and de Wit, 1998).

An automatic sprayer (designed by Jens Kristensen, Hardy, Denmark, 1994) with a moving boom equipped with two ordinary hydraulic flat fan nozzles (Hardi 4110-16 nozzle) with 53 cm between the nozzles was used for the herbicide application. At each spray event, three germination boxes with young plants or two pots with flowering plants were placed in the middle of the spray chamber at a distance of 50 cm between the nozzles and the top of the plants.



In the dose-response experiment with young plants visual effects were observed and plant above-ground biomass was measured 2 weeks after exposure. After harvest the plants were dried at 80 °C for 24 hours and weighed. In the exposure experiment with flowering plants visual effects on the plants were observed and the number of open flowers was counted 2, 5, 7, 9, 12, 15, 21, 27, 35 and 44 days after exposure. When counted, the flowers were marked to make sure that they were only counted once. Each *Taraxacum* flower was open 1-3 days and the individual flowers in the basket opened from the periphery towards the centre. The opening of flower heads of *T. pratense* was more irregular than seen for *T. vulgare*. Each head opened every day for a week and the opening of individual flowers within each head started at the outside of the plant. The individual flowers, however, only opened for 1-2 days. The heads of *T. pratense* were counted as “flowering” as long as individual flowers within the head were open.

### *Field survey*

Ten north-south running hedgerows on conventional farms were selected for the sampling. The length of each hedgerow was 400 m or more. Along one half of each hedgerow, i.e. at least 200 m long, a 20-24 m wide herbicide-free buffer zone was established in the field on the West side of the hedgerow. The buffer zone was randomly located at one end of the hedgerow (Fig. 1). All hedgerows were located in East-Jutland, Denmark, and covered a variation in soil and composition of shrubs and trees (Table 1, Fig. 2).

The sampling of hedgerow ground vegetation and flowering was performed on the West-facing side. In each hedgerow the sampling was performed within thirty 0.5 m by 0.5 m permanent quadrates of which 15 were located in the part of the hedgerow neighbored by the buffer zone. The quadrates were placed on a 100 m transect with a distance of 6.5 m between successive quadrates (Fig. 1). The sampling was carried out five times a year (2009-2011) in the period early May to mid-September. All samplings were performed on dry days in order to obtain maximal flowering. At each sampling day we recorded all vascular plants that were found within each quadrate. For the flowering species two variables were recorded: a) flowering frequency, i.e. the number of subplots, out of 15 in which the species was flowering, and b) flowering intensity, i.e. mean number of flowers/inflorescences per plant. The calculation of flowering frequency included all vascular plants whereas flowering intensity was registered for dicots only. Number of flowers per plant was calculated for 10 randomly selected individuals within the subplots in which the plant was found to be flowering. If less than 10 individuals flowers, flowering intensity was registered for all individuals. Nomenclature follows Hansen (1991).

The effect of the herbicides on flowering intensity, i.e. the number of flowers per plant, as well as on flowering frequency, i.e. the number of flowering plants per plot, was analysed using a generalized linear model assuming that the response variable was Poisson distributed with a Log link function using Mathematica (Wolfram, 2011).

## **Results**

### *Dose-response experiments*

Young plants of both *T. vulgare* and *T. pratense* were visually affected by all doses of Starane 180S 2 days after exposure and all plants exposed to the highest dose (144 g a.i./ha ~ label rate) were

dead at the end of the experiment (14 days). Plants receiving 5 % showed some recovery over the experimental period while they showed either no recovery (*Taraxacum* sp.) or some recovery (*T. pratense*) when exposed to 25 % of label rate. The EC<sub>50</sub> for biomass was 36 g a.i./ha and 74 g a.i./ha for *Taraxacum* sp. and *T. pratense*, respectively.

When exposed to Starane 180S at flowering, the exposure affected both test species visibly (Fig. 3) even at the lowest concentration (36 g a.i./ha ~ 5 % of label rate) but the effects were sublethal at all concentrations. In average, control *T. vulgare* produced 8 flowers per plant during the experimental period, i.e. from on-set of flowering and 44 days ahead. Exposure to Starane 180S at 25 and 100 % of label rate reduced the number of flowers produced significantly whereas the lowest concentration slightly stimulated flowering (Fig. 4). All concentrations of Starane 180S reduced flowering of *T. pratense* significantly (Fig. 5). Control plants had a mean number of 32 flower heads per plant during the flowering period (44 days). Even when exposed to the lowest concentration of Starane 180S the number of flowers was reduced significantly. All plants had the same number of visible buds at the time exposure and the way Starane 180S reduced flowering was by suppression of the opening of the flowers and also by suppression of production of new buds. *T. pratense* had a long flowering period compared to *T. vulgare* but when the observations ended 44 days after on-set of flowering (start of the experiment) all buds had opened, wilted and no more buds were formed.

#### *Field survey*

While establishment of a 20-24 wide buffer zone in the field bordering the hedgerow had minor effect on flowering frequency (Table 2), it significantly increased the flowering intensity, i.e. the mean number of flowers/inflorescences per plant, for one-third of the hedgerow dicots (Table 3). In addition, five species only flowered in the part of the hedgerow next to the herbicide-free buffer zone although they were found all over the hedgerow.

The flowering frequency of some species for instance *Cerastium fontanum* was significant influenced negatively by herbicides in the first half of the season, whereas in the second half of the season the effect was the opposite although not significant. *Taraxacum* sp confirmed the dose response experiment flowering more frequent in the unsprayed zone. A few species flowered more frequently without bufferzone e.g. *Geum urbanum*.

## **Discussion**

The few studies of herbicidal effects on reproducing plants (Marrs et al., 1989; Fletcher et al., 1993; Bhatti et al., 1995) all found that herbicide spray drift had a negative effect on reproduction. Our results fully support this finding. While low doses of herbicides (5-10%) may even stimulate plant growth (Cedergreen, 2008), a phenomenon named hormesis, we find that these concentrations had the potential to significantly reduce flowering of *Taraxacum vulgare* and *Trifolium pratense*. Only one previous study (Marrs et al., 1989) included direct effects on plant flowering assessed as a categorical variable (flowering or no flowering). They found flowering suppression of several native plants and showed that wider buffer zones were needed to safely protect flowering compared to safe

distance for no lethal effects of 6m. In a later study, Marrs et al. (1993) found that for protection of seedling establishment buffer zones need to 20m or more.

Our finding that herbicides at sublethal concentrations do affect flowering of the two plant species in the dose response experiment and the flowering intensity of a range of species in the field experiment underpins the potential effects of herbicide spray drift to pollinating insects. Thereby herbicides may be an important factor for the understanding of the general decline of pollinators within the agricultural landscapes.

While establishment of a 20-24 wide buffer zone had only minor effect on flowering frequency it significantly increased the flowering intensity, i.e. mean number of flowers/inflorescences per plant, of one-third of the dicot species in the hedgerow ground vegetation. In addition, six species were only flowering in the part of the hedgerow that was bordered by a herbicide-free buffer zone.

The different responses observed in the flowering frequency investigation probably reflect a range of different stress responses, increased flowering frequency may be a stress response to ensure survival through increased seed production. Delayed flowering may reflect the ability to overcome the herbicide effect after a period, etc. Another question is the seed quality of seeds produced by exposed species; Development of resistance may have developed in some of the species observed.

Our findings clearly demonstrate the need for more focus on reproduction in plant testing and also the need for use of relevant end-points to quantify the effects. While effects on biomass seems relevant when looking at effects on young plants it is not very useful and might even be misleading when looking at effects at reproducing plants. Furthermore, end-points such as number of flowers are much more relevant when effects on flower visiting insects such as pollinators are focussed. If developed further, flowering intensity may also prove to be a suitable indicator for herbicide exposure.

#### Acknowledgements

We thank the farmers for allowing us to work on their land, our field assistants for valuable support in data collection and all the people involved in the project for helpful discussions. The study was financial supported by Danish EPA and partly by Research in Organic Food and Farming, International Research Co-operation and Organic Integrity (DARCOF III 2005-2010).

#### References

- Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J. C. (1996) *Decline of the flora in Danish arable fields. Journal of Applied Ecology*, **33**, 619-626.
- Aude, E., Tybirk, K. & Bruus Pedersen, M. (2003) *Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. Agriculture, Ecosystems and environment*, **99**, 135-147.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. (2002) *Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. Journal of Applied Ecology*, **39**, 673-687.

- Bhatti, M. A., Al-Khatib, K. & Felsot, A. S. (1995) *Effects of simulated chlorsulfuron drift on fruit yield and quality of sweet cherries. Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**, 537-544.
- Blackburn, L. G., Boutin, C. (2003) *Subtle Effects of Herbicide Use in the Context of Genetically Modified Crops: A Case Study with Glyphosate (Roundup®). Ecotoxicology*, **12**, 271-285.
- Boutin, C., Lee, H.-B., Peart, E. T., Batchelor, P. S. & Maguire, R. J. (2000) *Effects of the sulfonylurea herbicide metsulfuron methyl on growth and reproduction of five wetland and terrestrial plant species. Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 2532-2541.
- Boutin, C., Strandberg, B. & m.fl. (in prep.) *Phenology-paper*.
- Carpenter, D. & Boutin, C. (2010) *Sublethal effects of the herbicide glufosinate ammonium on crops and wild plants: short-term effects compared to vegetative recovery and plant reproduction. Ecotoxicology*, **19**, 1322-1336.
- Carvell, C., Roy, D. B., Smart, S. M., Pywell, R. F., Preston, C. D. & Goulson, D. (2006) *Declines in forage availability for bumblebees at a national scale Biological Conservation*, **132**, 481-489.
- Cedergreen, N. (2008) *Herbicides can stimulate plant growth. Weed Research*, **48**, 429-438.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. (2000) *Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Journal of Applied Ecology*, **37**, 771-788.
- Crone, E. E., Marler, M. & Pearson, D. E. (2009) *Non-target effects of broadleaf herbicide on a native perennial forb: a demographic framework for assessing and minimizing impacts. Journal of Applied Ecology*, **46**, 673-682.
- de Jong, F. M. W., de Snoo, G. R. & van de Zandee, J. C. (2008) *Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. Journal of Environmental Management*, **86**, 721-730.
- de Jong, F. M. W., van der Voet, E. & Canters, K. J. (1995) *Possible Side Effects of Airborne Pesticides on Fungi and Vascular Plants in The Netherlands. Ecotoxicology and Environmental Safety*, **30**, 77-84.
- de Snoo, G. R. (1997) *Arable flora in sprayed and unsprayed crop edges. Agriculture Ecosystems & Environment*, **66**, 223-230.
- de Snoo, G. R. (1999) *Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. Landscape and Urban Planning*, **46**, 151-160.
- de Snoo, G. R. & de Wit, P. J. (1998) *Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety*, **41**, 112-118.
- de Snoo, G. R. & van der Poll, R. J. (1999) *Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. Agriculture Ecosystems & Environment*, **73**, 1-6.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2000) *Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings Royal Society London Series B*, **268**, 25-29 Doi 10.1098/rspb.2000.1325.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & van Bommel, F. P. J. (2006) *Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. Agriculture, Ecosystems & Environment*, **116**, 189-196.
- EEA (2006) Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. *EEA Report No 5/2006* (ed^eds).
- EEA (2010) 10 messages for 2010. Agricultural ecosystems. (ed^eds).
- Firbank, L. G., Petit, S., Smart, S., Blain, A. & Fuller, R. J. (2008) *Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **363**, 777-787.
- Fletcher, J. S., Pflieger, T. G. & Ratsch, H. C. (1993) *Potential Environmental Risks Associated with the New Sulfonylurea Herbicides. Environmental Science and Technology*, **27**, 2250-2252.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L. W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti,

- P., Liira, J., Morales, M. B., Onate, J. J., Part, T., Weisser, W. W., Winqvist, C., Thies, C. & Tschamntke, T. (2011) *Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. Ecological Applications*, **21**, 1772-1781.
- Fuller, R. J., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Marchant, J. H., Wilson, J. D., Baillie, S. R. & Carter, N. (1995) *Population Declines and Range Contractions among Lowland Farmland Birds in Britain. Conservation Biology*, **9**, 1425-1441.
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S. & Knight, M. E. (2005) *Causes of rarity in bumblebees. Biological Conservation*, **122**, 1-8.
- Green, B. H. (1990) *Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assessment of future prospects. Grass and Forage Science*, **45**, 365-372.
- Holterman, H. J., van de Zande, J. C., Porskamp, H. A. J. & Huijsmans, J. F. M. (1997) *Modelling spray drift from boom sprayers. Computers and Electronics in Agriculture*, **19**, 1-22.
- Kjær, C., Strandberg, M. & Erlandsen, M. (2006a) *Metsulfuron spray drift reduces fruit yield of hawthorn (Crataegus monogyna L.). Science of the Total Environment*, **356**, 228-234.
- Kjær, C., Strandberg, M. & Erlandsen, M. (2006b) *Effects on hawthorn the year after simulated spray drift. Chemosphere*, **63**, 853-859.
- Koch, H., Weisser, P., Landfried, M. & Strub, O. (2002) *Exposition of leaf surfaces of non target plants in off-crop habitats caused by pesticide drift. Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 1023-1030.
- Marrs, R. H., Frost, A. J., Plant, R. A. & Lunnis, P. (1993) *Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosate spray drift. Agriculture, Ecosystems and environment*, **45**, 283-293.
- Marrs, R. H., Williams, C. T., Frost, A. J. & Plant, R. A. (1989) *Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. Environmental Pollution*, **59**, 71-86.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. & Swift, M. J. (1997) *Agricultural intensification and ecosystem properties. Science*, **277**, 504-509.
- OECD (2003a) OECD Guideline for the testing of chemicals proposal for updating guideline 208. Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. (ed<sup>^</sup>(eds S. OECD Draft Document).
- OECD (2003b) OECD Guideline for the testing of chemicals. proposal for a new Guideline 227. Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test. (ed<sup>^</sup>(eds OECD).
- Petersen, S., Axelsen, J. A., Tybirk, K., Aude, E. & Vestergaard, P. (2006) *Effects of organic farming on field boundary vegetation in Denmark. Agriculture Ecosystems & Environment*, **113**, 302-306.
- Schuepp, C., Herrmann, J. D., Herzog, F. & Schmidt-Entling, M. H. (2011) *Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. Oecologia*, **165**, 713-721.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) *Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. Journal of Environmental Management*, **91**, 22-46.
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S. & Leuschner, C. (2011a) *The impact of agricultural intensification and land-use change on European arable flora. Proceedings of the Royal Society, Series B*.
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S. & Leuschner, C. (2011b) *The impact of agricultural intensification and land use change on the European arable flora. Proc. R. soc. B., Published online*.
- Strandberg, B., Mathiassen, S. K., Bruus, M., Kjær, C., Damgaard, C., Andersen, H. V., Bossi, R., Løfstrøm, P., Larsen, S. E., Bak, J. & Kudsk, P. (2012) *Effects of herbicides on non-target plants: How do effects in standard plant test relate to effects in natural habitats? Pesticide Research No 137* (ed<sup>^</sup>(eds.

- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. & Befort, B. L. (2011) *Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**, 20260-20264.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. (2001) *Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science*, **292**, 281-284.
- Wolfram, S. (2011) *Mathematica*. (ed<sup>^</sup>(eds I. Wolfram Research). Champaign, USA.
- Zwinger, P. & Pestemer, W. (2000) *Testing the phytotoxic effects of herbicides on higher terrestrial non-target plants using a plant life cycle test. Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 711-718.

Table 2a. Flowering frequency

	May		June		July		August		September	
	No buffer	Buffer zone	No buffer	Buffer zone	No buffer	Buffer zone	No buffer	Buffer zone	No buffer	Buffer zone
<i>Equisetum arvense</i>	1,00	1,50								
<i>Viola arvense</i>	1,20	1,57	0,73	0,70	0,75	0,91	0,25	1,52	0,50	1,42
<i>Stellaria media</i>	1,09	1,69	0,53	0,38	0,27	0,58	0	0,12	0,20	0,47
<i>Cerastium fontanum</i>	0	1,53	0,32	2,42	0,60	2,53	0,29	0,14	0,07	0,05
<i>Geranium molle</i>	2,87	1,23	0,38	0,77	0,15	0,79	0,08	0,18	0,07	0
<i>Galium aparine</i>	0,04	0	1,25	1,20	0,90	0,99	0,06	0		
<i>Geum urbanum</i>	0,03	0	0,28	0,14	0,15	0,28	0,05	0,05		
<i>Erodium cicutarium</i>	0	1,07	0	0,80	0	2,60	0	0,78	0	1
<i>Ranunculus repens</i>	0	0,08	0,31	2,24	0,25	1,67	0	0,05		
<i>Taraxacum vulgare</i>	0,09	0,37	0	0,03						
<i>Myosotis arvense</i>	0,21	0	0,89	0,76	0,68	1,04	0,86	0,63	1,37	0,9
<i>Rumex acetosella</i>	0	0,11	0	3,50	0	1,50	0	0,08		
<i>Veronica persica</i>	0	0,46	0	1,08	0,67	0,15	0	0,33	0	1,5
<i>Veronica chamaedrys</i>	0,10	0	5,50	2,00	0,29	1,00	0	0,01		
<i>Antriscus sylvestris</i>	0,17	0,09	0,38	0,43	0	0,08				
<i>Chaeriphylum temulentum</i>			0	0,46	0	0,44	0	0,07		
<i>Hypochoeris radicata</i>			0	0,06	0,50	0,65	0	0,06	0	0,07
<i>Epilobium paviflorum</i>			0	0,23	0,67	0,59	1	0,71	0	0,31
<i>Lapsana communis</i>			0,06	0,29	0,49	0,42	0,28	0,25	0,24	0,29
<i>Geranium dissectum</i>			0,82	0,50	0	0,60	0	0,43	1	0,60
<i>Veronica arvensis</i>			0,33	0,38	0	0,50	0	0,43	0	2,00
<i>Urtica dioica</i>			0,18	0,06	0,49	1,32	0,17	0,49	0,02	0
<i>Cirsium arvense</i>					0	0,04	0,04	0,13		
<i>Rubus fruticosus</i>					0	0,29	0,35	0,88	0	0,25
<i>Galeopsis tetrahit</i>					0	0,11	0,14	0,83	0,33	0
<i>Achillea millefolium</i>					0,05	0			0	0,25
<i>Epilobium montanum</i>					1,25	0	0,8	0,5	0,14	0
<i>Chenopodium album</i>					0	0,23				
<i>Campanula rotundifolia</i>					0	0,17	0,82	0,67	0,21	0,57
<i>Fallopia convolvulus</i>					0	0,10	0	0,04		
<i>Artemisia vulgaris</i>							0,22	0,14		

Table 2b

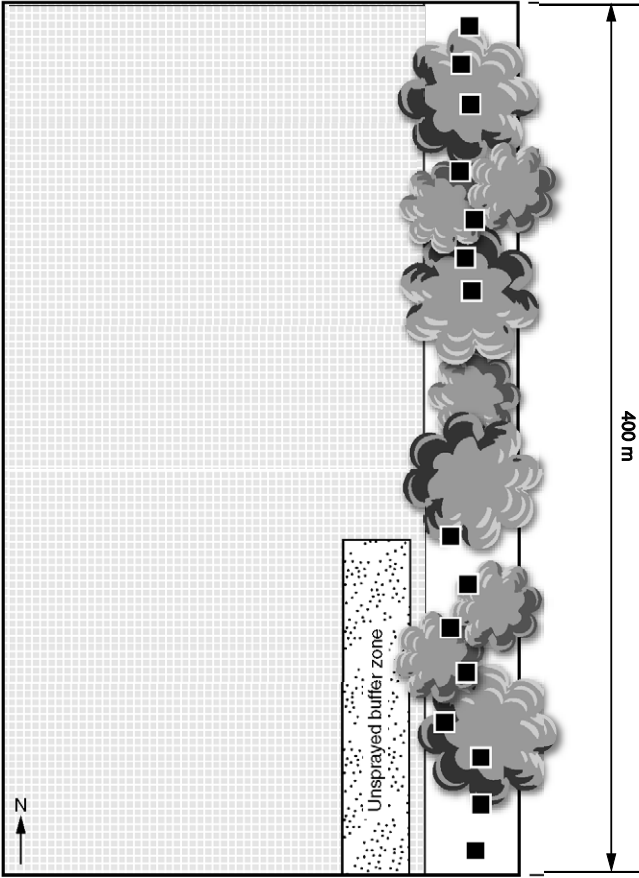
	May		June		July		August		September		
	Buffer zone	year	Buffer zone	year	Buffer zone	year	Buffer zone	year	Buffer zone	year	
<i>Equisetum arvense</i>	0,03	0,0009	0,58	0,01	0,94	0,69	0,74	0,11	0,02	0,2	0,2
<i>Viola arvensis</i>	0,15	0,99			no fit	0,15	0,99	0,61	0,49	0,99	0,99
<i>Stellaria media</i>	1,10E-06	0,07			0,002	0,05	0,99	0,43	0,27	0,99	0,99
<i>Cerastium fontanum</i>	0,69	0,005	0,02	0,007	no fit	0,66	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
<i>Geranium molle</i>			0,47	4,80E-07	no fit		0,86	no fit			
<i>Gallium aparine</i>			0,11	0,007	no fit		0,98	no fit			
<i>Geum urbanum</i>											
<i>Erodium cicutarium</i>					0,68	0,0009	0,99				
<i>Ranunculus repens</i>	0,99	0,99	0,99	0,0002	0,99	0,99	0,99				
<i>Taraxacum vulgare</i>	0,001	0,07	0,99	0,8	0,99	0,99	0,99				
<i>Myosotis arvensis</i>			0,02	0,00006	0,04	0,001	0,59	0,74	0,92	0,63	0,94
<i>Rumex acetosella</i>					0,99		2,70E-08				0,52
<i>Veronica persica</i>	0,99	0,1	0,99	0,99	1	0,99	0,99				
<i>Veronica chamaedrys</i>			0,02	2,80E-06	0,26	0,74	0,99				
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0,08	0,00006	0,97	0,006	0,98						
<i>Chaerophyllum temulentum</i>											
<i>Hypochoeris radicata</i>					0,72	0,75	0,99			1	0,64
<i>Epilobium paviflorum</i>					0,92	0,04	0,57			0,99	0,99
<i>Lapsana communis</i>			0,99	0,99	0,86	0,1	0,2	0,83	0,87	0,54	0,67
<i>Geranium dissectum</i>			0,89	0,42			0,43			0,62	1
<i>Veronica arvensis</i>			0,62	0,92			0,99				0,62
<i>Urtica dioica</i>			no fit		no fit			0,11	6,80E-06	0,99	0,99
<i>Cirsium arvense</i>					no fit			no fit			
<i>Rubus fruticosus</i>					no fit			no fit		0,99	0,99
<i>Galeopsis tetrahit</i>					0,07	0,2	0,7			0,99	1
<i>Achillea millefolium</i>										0,99	0,99
<i>Epilobium montanum</i>					0,5	0,4	1			1	1
<i>Chenopodium album</i>											
<i>Campanula rotundifolia</i>					0,87	0,04	0,27	0,87	0,04	0,21	0,35
<i>Fallopia convolvulus</i>					1	1	0,99	1	1		
<i>Artemisia vulgaris</i>					no fit			no fit			



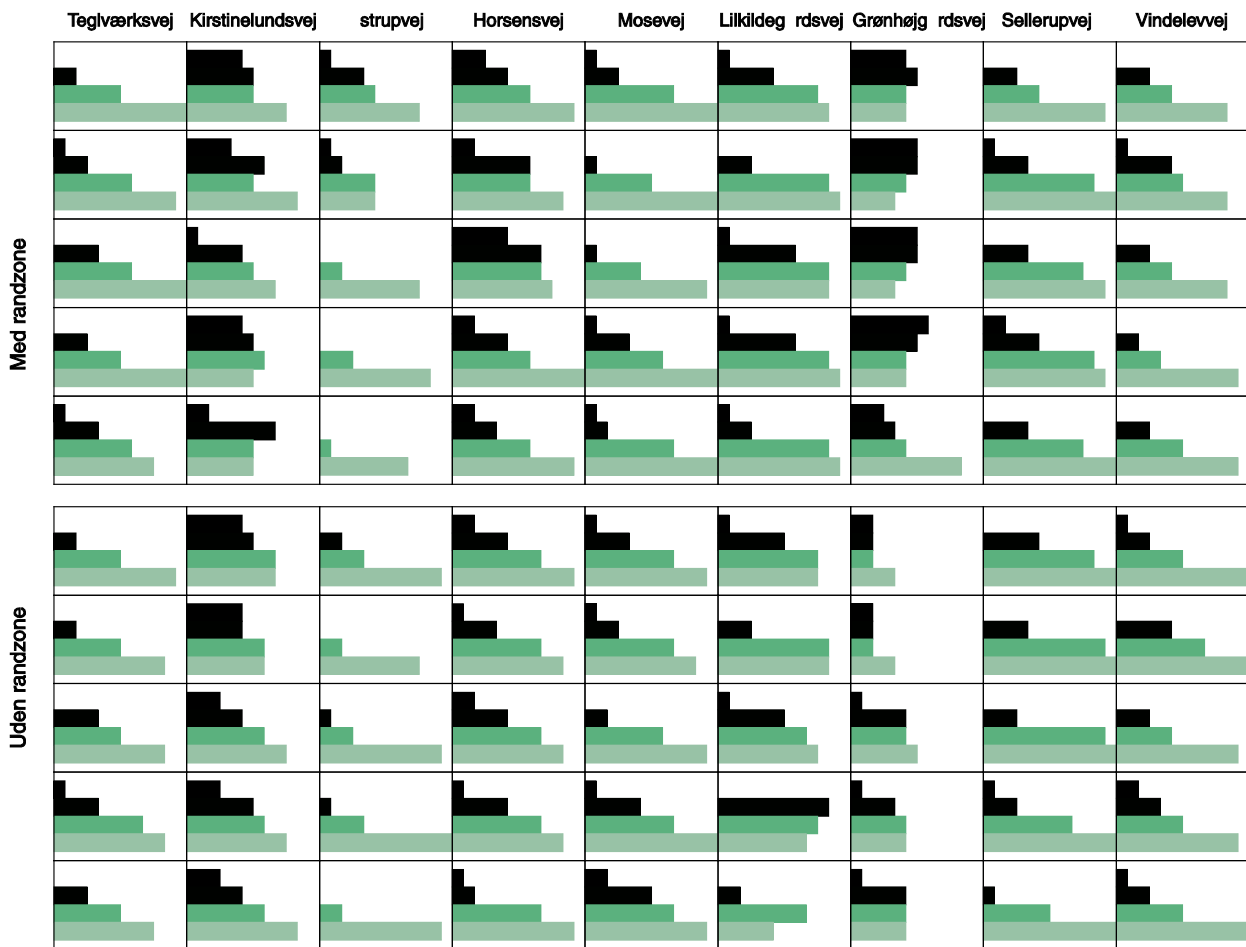
Table 3. Flowering intensity

	mean number of flowers per plant					
	no buffer	buffer zone	P buffer	P year	P soil fertility	
ager-padderok	1,0	1,0	1	1	0,74	
ager- stedmoderblomst	1,6	1,8	<b>0,003</b>	0,31	0,89	
ager-tidsel	2,0	3,5	1	1	0,16	
almindelig fuglegræs	2,2	2,2	0,81	0,13	0,4	
almindelig hanekro	1,0	6,3	0,29	<b>0,02</b>	<b>5,30E-11</b>	
almindelig hønsetarm	1,4	2,6	<b>0,001</b>	0,07	0,58	
almindelig hulsvøb	<b>0,0</b>	5,4				kun blomster på planten hvor der er randzone
almindelig kongepen	1,0	1,9	0,8	0,8	0,1	
almindelig røllike	4,3	4,2	0,1	0,28	0,32	
blød storkenæb	2,6	2,7	<b>0,002</b>	<b>0,04</b>	0,22	
					<b>6,80E-</b>	
burre-snerre	3,5	4,3	<b>0,00005</b>	0,46	<b>06</b>	
dunet dueurt	1,8	3,1	<b>0,0002</b>	<b>0,006</b>	0,09	
feber-nellikrod	1,1	1,4	0,73	0,97	0,84	
glat dueurt	2,1	1,0	0,14	1	1	
grå-bynke	15,4	10,8	0,55		<b>0,01</b>	
haremad	2,1	2,8	0,08	0,6	0,08	
hejrenæb	<b>0,0</b>	2,2				kun blomster på planten hvor der er randzone
hvidmelet gåsefod	<b>0,0</b>	3,5				kun blomster på planten hvor der er randzone
kløftet storkenæb	2,0	1,1	0,73	0,21	0,69	
lav ranunkel	1,3	1,7	0,37	0,2	0,4	
liden klokke	1,4	2,7	<b>0,001</b>	0,2	0,16	
mælkebøtte	1,7	1,5	0,41	0,84	0,85	
mark-ærenpris	1,0	1,4	0,27	0,81	0,45	
mark- forglemmigej	3,0	4,0	<b>5,10E-07</b>	<b>0,03</b>	<b>0,0006</b>	
rødknæ	<b>0,0</b>	4,5				kun blomster på planten hvor der er randzone
snerle-pileurt	<b>0,0</b>	2,0				kun blomster på planten hvor der er randzone
storkronet ærenpris	1,5	2,0	0,91	0,17	0,17	
stor nælde	4,2	5,9	<b>0,005</b>	<b>6,50E-14</b>	<b>0,001</b>	
teskægget ærenpris	3,3	6,9	<b>0,0004</b>	<b>0,00001</b>		
vild kørvel	9,6	14,0	<b>7,10E-10</b>	<b>4,80E-15</b>	<b>0,002</b>	

Figures



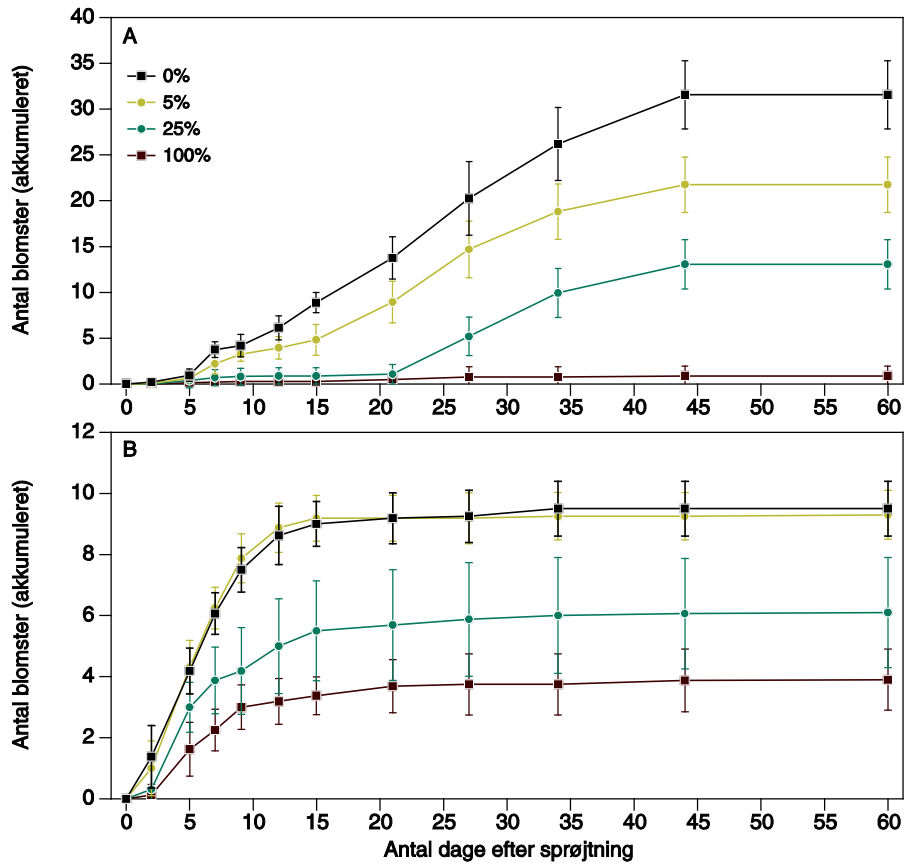
Figur 1



Figur 2



Figur 3



Figur 4 Flowering of A: red clover (*Trifolium pretense*) and B: dandelion (*Taraxacum vulgare*) following exposure to the herbicide fluroxypyr at 0-100 % of the recommended dose (0.8 l/ha equal to 144 g a.i./ha) at the bud stage.

**Bilag 2: Selection on plant traits in hedgerow vegetation: the effect of the time since conversion from conventional to organic farming**

Christian Damgaard, Beate Strandberg, Marianne Bruus Pedersen, Peter Borgen Sørensen, Knud Erik Nielsen, Morten Strandberg.

**Abstract**

The effect of the time since conversion from conventional to organic farming on the neighbouring hedgerow vegetation was examined by measuring selection on plant traits from the time since the transition to organic farming. Generally, both species richness and the functional diversity increased significantly and there was significant changes in the community weighted average trait value in eight out of fifteen plant traits. When all plant traits were analysed together in a regression tree analysis, 31% of the variance was explained by five plant traits in the pruned tree.

Keywords: effects of organic farming on biodiversity; plant community dynamics; species richness; functional diversity

## Introduction

Plants and animals in hedgerows and other small habitats in the agricultural landscape are affected by neighbouring intensively managed fields because treatments such as pesticide application are not confined to the field but unintentionally enter the neighbouring habitats. This has led to a decrease in biodiversity (e.g. Rich & Woodruff 1996; Burel et al. 1998; Chamberlain et al. 2000; Donald et al. 2000). If field management is altered, e.g. by conversion from conventional farming to an organic farming practice, the plant communities in neighbouring hedgerows are expected to respond to the altered management practice. The aim of this paper is to characterize such a possible response of the herbal plant community at the ground of the hedgerow following conversion of the field from conventional farming to an organic farming practice.

Hedgerow flora diversity, i.e. the plant communities typically found at the ground of hedgerows, has been investigated on a regional basis by e.g. Deckers et al. (2004) and Ernoult and Alard (2011). Deckers et al. (2004) assessed a range of factors responsible for the vegetation composition of the hedgerows in Flanders, Belgium, and found that besides adjacent land use, hedgerow management, soil conditions, hedgerow type and origin, the role of other factors such as hedge dimensions, intactness, distance to other hedgerows, connection to forest etc., also influences the diversity of the hedgerow vegetation. Ernoult and Alard (2011) divided these factor further in an attempt to determine factors responsible for the within hedgerow diversity, and between hedgerow diversity, respectively. The main findings were that that gamma diversity was explained by the heterogeneity of the landscape structure, which was correlated with the mosaic of agricultural land use, whereas alpha diversity to a lesser extent was explained by landscape variables. Wehling and Diekmann (2010) in an analysis of the occurrence of forest herbs in hedgerows along a climatic gradient in Europe found that the local species pool was important for the hedgerow floral composition, light availability had the highest explanatory value with regard to the occurrence of forest herbs in the hedgerow flora composition. Consequently, when comparing hedgerow flora diversity between hedgerows not belonging to the same network of hedgerows, difficulties arising from regional differences are to be expected. Such difficulties may be overcome by the use of plant species traits, as exemplified by McGovern et al. (2011), who related vegetation changes in a grassland community over 40 years to environmental drivers by comparing species traits.

Generally, we hypothesise that i) conventional farming, e.g. by the use of pesticides, has a relatively more disturbing effect on the hedgerow vegetation compared to the organic farming practice, and ii) that the effect of a shift from conventional farming to an organic farming practice during several years may be thought of as analogous to the ecological effect of the arrest of successive disturbance events followed by a succession process in the hedgerow vegetation.

It is known that the replacement of conventional farming with organic farming will lead to higher species richness in the hedgerows plant communities (Aude et al. 2003; Boutin et al. 2008; Hole et al. 2005). However, in a number of studies the effect of field management at the level of specific plant species was variable (e.g. Aude et al. 2003; Bengtsson et al. 2005), i.e., it is uncertain what plant species that will be affected by a transition to organic farming. Therefore, we decided to investigate the effect of converting from a conventional to an organic farming practice on hedgerow biodiversity by examining the selective forces on different plant traits in a meta-analysis of three space-for-time substitution experimental setups.

Environmental changes may lead to the selection of new functional plant types in plant communities (Garnier et al. 2007), but since different plant species share a similar contingent of plant traits, a deterministic selection process at the plant trait level, does not necessarily lead to the colonisation and establishment of the same group of species in different sites (Shipley 2010). The change (and the rate of change) in species composition will vary among sites and depend on the existing plant community, the content in the seed bank, and the possibility of new plant species to immigrate from neighbouring semi-natural habitats in the agricultural landscape (Milchunas & Lauenroth 1995). However, the plant traits of the different species are characteristic features of the survival, growth and reproductive strategies of the particular species, and thus expected to respond in a more predictable way to an altered environment than the observed change in species composition (Garnier et al. 2007; Shipley et al. 2006; Shipley 2010; Vile et al. 2006). Consequently, we focused on the change in abundance of different plant traits rather than examining the change in the abundance of the different plant species in order to be able to characterize the selection responses of the hedgerow plant community after neighbouring fields has shifted from conventional farming to an organic farming practice. Furthermore, if farming practice has an effect on the distribution of plant traits of hedgerow vegetation it may be relevant to ask whether the ecological versatility or functional diversity of the vegetation likewise is affected by farming practice, and whether e.g. organic farming promotes hedgerow vegetation that is more functionally diverse than conventional farming. This is interesting since it has been proposed that functional diversity may have a large impact on ecosystem processes (Tilman et al. 1997), and has been found to be positively associated with species richness (Maestre et al. 2012; Isbell et al. 2011).

The general investigation of the selection forces operating on the plant traits in the hedgerow plant communities outlined above is coupled to more applied ecological questions that are currently investigated, i.e. what is the effect of different agricultural practices on the biodiversity and the type and level of ecosystems services provided by small natural and semi-natural habitats close to agricultural fields? More specifically, the applied objective of this paper was to examine whether the traits of the plant species in the hedgerow plant community may be used as a reliable indicator for the agricultural practices in the neighbouring field.

## **Methods and Materials**

### *Selected hedgerows*

Fifty-seven hedgerows in different parts of Jutland, Denmark, were selected. The hedgerows were oriented north-south, i.e. perpendicular to the prevailing western winds, and covered a variety in soil types. The historical pesticide use in the neighbouring fields, i.e. the number of consecutive years the neighbouring fields had been farmed according to organic management principles, was known for all the selected organic hedgerows. Eighteen hedgerows were situated next to conventionally managed fields, and 39 hedgerows were situated next to fields that varied with respect to the time they had been managed by organic practice; the longest period was 33 years and the shortest period was one year. More detailed information on the environmental characteristics of the selected hedgerow is provided in Bruus et al. (2004) and Boutin et al. (in prep.).

### *Plant cover measurements*

The cover of the different vascular plant species in the hedgerow ground vegetation on the west side of the selected hedgerows was measured in the summer of 2010 using the pin-point method in fifteen plots per hedgerow (Levy & Madden 1933; Kent & Coker 1992). Each plot consisted of a 0.5m

x 0.5m quadrat with 25 regularly spaced intersections at a distance of 10 cm. At each intersection a sharply pointed pin with a diameter of 1 mm was passed vertically through the vegetation.

#### *Plant traits*

The investigated species specific plant traits (Table 1) were either measured characters (e.g. specific leaf area), life history characters (e.g. age of the first flowering event), or index values assessed by experts (e.g. Ellenberg L, Hill et al. 1999). All qualitative characters were transformed to ordered index values in order to be able to calculate average values. The species specific plant trait values were found either in the LEDA database (Kleyer et al. 2008), or in a Danish database of plant traits ("Naturdata", see [www.naturdata.dk](http://www.naturdata.dk)).

The functional diversity of all the quantitative traits was calculated by Rao's quadratic entropy method using both the range-standardised Euclidean distance measure and the Mahalanobis distance measure (Botta-Dukát 2005).

#### *Effect of selection on the average trait value*

The community-weighted mean trait value of a single plant trait at time  $t$  was defined by

$$\bar{T}(t) = \sum_{i=1}^S p_i(t) T_i,$$

where  $T_i$  is the trait value of species  $i$ ,  $p_i(t)$  is the relative cover of species  $i$  at time  $t$ , and  $S$  is the number of species (Garnier et al. 2007).

If selection is operating on the different plant species, the relative cover of the different species is expected to change (Shpley 2010), and the average trait value will change accordingly, i.e.,

$$\bar{T}(t+1) = \bar{T}(t) + \sum_{i=1}^S (p_i(t+1) - p_i(t)) T_i.$$

Consequently, the possible effect of an altered agricultural management practice on a neighbouring semi-natural plant community may be monitored by observing the change in the average trait value.

#### *Statistical analysis of the change in the average trait value*

The relationship between the plant traits of hedgerow plant community and the number of years since the start of organic farming in the neighbouring field was analysed using simple single-trait linear regression analysis and in a regression tree analysis using the procedure *rpart* in the statistical software package *R* (Therneau & Atkinson 1997). The regression tree was pruned with a pruning constant of 0.02 and the resulting model was cross-validated using the procedure *xpred.rpart*.

#### *Species richness*

In a meta-analysis of the species richness of the hedgerow ground vegetation as a function of the number of years with organic farming of the neighbouring field, the hedgerows from the present studies were analysed together with the observed species richness of hedgerows from several other Danish hedgerow studies (Bruus Pedersen et al. 2004; Strandberg et al. Submitted). The species richness in the aggregated data set was measured by three different protocols and cannot be directly compared among the different sampling protocols, but it is still interesting to compare the observed



changes in species richness among the different studies even though species richness was sampled by different methods.

## Results

Hedgerow species richness increased with the number of years since the start of organic farming in the neighbouring fields (Fig. 1). In a linear regression, it was found that across different sampling methods the number of species increased significantly ( $P < 0.0001$ ) with an average of  $0.42 \text{ år}^{-1}$ , although there, as expected, were significant differences in the rate of increase among the three different protocols for sampling species richness ( $P = 0.0002$ ).

The relationship between the community-weighted mean trait values of all the plant traits in Table 1 and the number of years since the transition to organic farming of the neighbouring field were analysed in simple single-trait linear regression analyses, where eight out of fifteen plant traits showed a significant relationship with the number of years since the transition to organic farming on the 0.1% significance level (Fig. 2). When all plant traits were analysed together in a regression tree analysis, 31% of the variance was explained by five plant traits in the pruned tree (Fig. 3). Overall, the regression analyses suggest that the transition to organic farming selects for plant species that are less adapted to competing for light (as measured by a decrease in Grime's C and Ellenberg's N indicators as well as an increase in Ellenberg's L indicator). Additionally, we found a significant increase in Ellenberg's F indicator value with the years since the transition to organic farming.

The applied objective of the study was to investigate whether hedgerow vegetation plant traits may be used as an indicator for predicting the time the farms adjacent to the hedgerow have been farmed organically. However, if the pruned regression tree was cross-validated then a plot of the known vs. predicted number of years with organic farming did not show a concurrent pattern (Fig. 4).

The functional diversity of all the quantitative traits in the hedgerow vegetation increased significantly with the number of years since the shift to organic farming practice (Fig 5). For both the range-standardised Euclidean distance measure and the Mahalanobis distance measure about 5% of the variance in functional diversity was explained by the number of years since the shift to an organic farming practice.

## Discussion

The main result of this investigation was that both species richness and functional diversity in the hedgerows vegetation increased with the number of years the neighbouring field have been farmed organically. This indicates that organic farming may lead to an increasing complexity of the hedgerow vegetation that may for example sustain a relatively more diverse pollinator and predator insect fauna with the potential to provide the neighbouring field with important ecological services (Jonason et al. 2011; Petersen et al. 2006; Winqvist et al.).

The prior hypotheses that i) conventional farming has a relatively more disturbing effect on the hedgerow vegetation compared to the organic farming practice, and ii) that the effect of a shift from conventional farming to an organic farming practice during several years may be thought of as analogous to the ecological effect of the arrest of successive disturbance events followed by a succession process in the hedgerow vegetation were more or less rejected. Even though the transition to organic farming practice was followed by a significant increase in species richness as expected under the intermediary disturbance hypothesis (Connell 1978), the transition to organic farming practice generally selected for ruderal and stress tolerant strategies and against competition tolerant plants (Fig. 2), according to the Grimes CSR strategy classification (Grime 2001), which was directly opposite our prior expectations.

Several factors may explain the results. The selection forces that operate under organic farming practice are not necessarily opposite to the selection forces that operate when conventional farming is carried out. Thus even-though the use of pesticides may be classified as a disturbance event, i.e. increased mortality, removal of biomass and/ or reduced plant growth of sensitive species, the cease of using pesticides does not necessarily leads to selection for late-successional plants. Since fertilizer levels are generally high in Danish hedgerows (Aude et al. 2003), all hedgerows are highly dominated by competitive species, independently of cultivation practice. Thus, because soil fertility has the major impact on the species composition of hedgerows (Aude et al. 2003), turning from conventional to organic farming practice does not lead to a shift in the contingent of dominating species, but may allow more species to become established due to the cease of pesticide use. Whether the additional species occurring in organic hedgerows are more sensitive to pesticides than the other species is presently not known, but in any case newly established and therefore smaller plants are generally more affected by herbicides than well-established plants, and consequently cease of pesticide use may favor the establishment of new species. Obviously, other factors than pesticide use may differ between hedgerows at organically and conventionally cultivated fields, for example the width of the vegetation between hedgerow trees and the field edge (in the present study the hedgerows were selected so that the vegetation width did not differ between cultivation practices), the species composition of hedgerow trees, and the treatment (cutting etc.) of the hedgerows trees.

Even though there were a number of significant selection responses from the conversion to organic practice at the level of single traits (Fig. 2) and 35% of the variance in years since transition was explained by a subset of the investigated traits in a regression tree, this subset of traits could not be used for predicting the years since the transition to organic farming and the hypothesis that the time since the cease of conventional farming may be predicted by the plant traits that are currently available in species trait databases was rejected (Fig. 4). Consequently, it is not possible to use the

currently available plant traits of hedgerow vegetation as an indicator for organic farming, but inclusion of other traits, especially traits related to herbicide sensitivity, may be a feasible approach.

## References

- Aude, E., Tybirk, K., and Pedersen, M. B. 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment* 99:135–147.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., and C., W. A. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42:261–269.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16:533–540.
- Boutin, C., Baril, A., and Martin, P. A. 2008. Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123:185–193.
- Bruus Pedersen, M., Aude, E., and Tybirk, K. 2004. Adskillelse af effekter af herbicider og kvælstof på vegetation og leddyr i hegn og græslandsvegetation. In *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen*, edited by Miljøstyrelsen.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., and Lefeuvre, J.-C. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19:47–60.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., and Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37:771–788.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.
- Deckers, B., Hermy, M., and Muys, B. 2004. Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica* 26:23–37.
- Donald, P. F., Green, R. E., and Heath, M. F. 2000. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings Royal Society London Series B* 268:25–29.
- Ernault, A., and Alard, D. 2011. Species richness of hedgerow habitats in changing agricultural landscapes: are alpha and gamma diversity shaped by the same factors? *Landscape Ecology* 26 (5):683–696.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Leps, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V. P., Queded, H., Quétier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Sternberg, M., Theua, J.-P., Thébault, A., Vile, D., and Zarovali, M. P. 2007. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annals of Botany* 99:967–985.
- Grime, P. 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2 ed: Wiley.
- Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy, D. B., and Bunce, R. G. H. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. In *ECOFAC*: Institute of Terrestrial Ecology.
- Hole, D. G., Perkins AJ, J. D., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., and Evans, A. D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? . *Biological Conservation* 122 113–130.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S., and

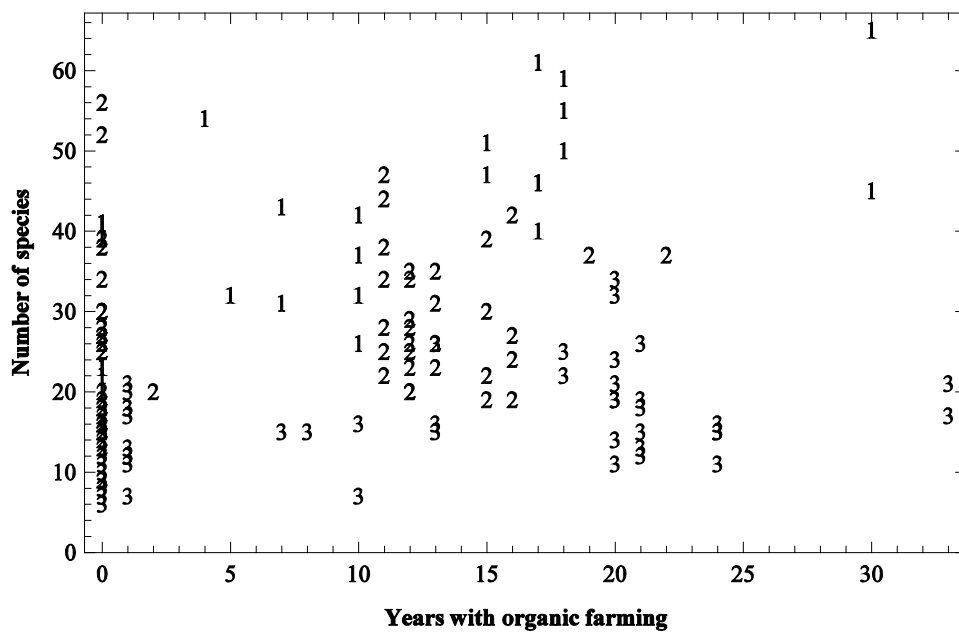
- Loreau, M. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477 (7363):199-202.
- Jonason, D., Andersson, G. K. S., Öckinger, E., Rundlöf, M., Smith, H. G., and Bengtsson, J. 2011. Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology* 48:543–550.
- Kent, M., and Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis*. London: Belhaven Press.
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J. M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G. M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J. G., Jackel, A. K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W. A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H. J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J. H. C., Eriksson, O., Garnier, E., and Peco, B. 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96 (6):1266-1274.
- Levy, E. B., and Madden, E. A. 1933. The point method of pasture analyses. *New Zealand Journal of Agriculture* 46:267-279.
- Maestre, F. T., Quero, J. L., Gotelli, N. J., Escudero, A. n., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., García-Gomez, M., Bowker, M. A., Soliveres, S., Escolar, C., García-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceicao, A. A., Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, D. J., Espinosa, C. I., Florentino, A., Gaitán, J., Gatica, M. G., Ghiloufi, W., Gomez-González, S., Gutierrez, J. R., Hernandez, R. M., Huang, X., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Monerri, J., Mau, R. L., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramírez-Collantes, D. A., Romao, R., Tighe, M., Torres-Díaz, C., Val, J., Veiga, J. P., Wang, D., and Zaady, E. 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335 (6065):214-218.
- McGovern, S., Evans, C. D., Dennis, P., Walmsley, C., and McDonald, M. A. 2011. Identifying drivers of species compositional change in a semi-natural upland grassland over a 40-year period. *Journal of Vegetation Science* 22 (2):346-356.
- Milchunas, D. G., and Lauenroth, W. K. 1995. Inertia in plant community structure - state changes after cessation of nutrient-enrichment stress. *Ecological Applications* 5:452-458.
- Petersen, S., Axelsen, J. A., Tybirk, K., Aude, E., and Vestergaard, P. 2006. Effects of organic farming on field boundary vegetation in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113 302–306.
- Rich, T. C. G., and Woodruff, E. R. 1996. Changes in the vascular plant floras of England and Scotland between 1930-1960 and 1987-1988: The BSBI monitoring scheme. *Biological Conservation* 75:217-229.
- Shipley, B. 2010. *From plant traits to vegetation structure*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Shipley, B., Vile, D., and Garnier, E. 2006. From plant traits to plant communities: a statistical mechanistic approach. *Science* 314:812-814.
- Strandberg, B., Damgaard, C., and Dalgaard, T. Submitted. Time matters: effects of duration of the organic management on biodiversity in hedgerows.
- Therneau, T. M., and Atkinson, E. J. 1997. An introduction to recursive partitioning using the RPART routines: Mayo Foundation.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., and Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300-1302.

- Vile, D., Shipley, B., and Garnier, E. 2006. A structural equation model to integrate changes in functional strategies during old-field succession. *Ecology* 87:504-517.
- Wehling, S., and Diekmann, M. 2010. Prediction of changes in the occurrence of forest herbs in hedgerow networks along a climate gradient in north-western Europe. *Biodiversity and Conservation* 19 (9):2537-2552.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W., and Bommarco, R. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48 (3):570-579.

### Tables and figures

Tabel 1. The plant traits used in the analysis. The species specific plant trait values were found either in the LEDA database (Kleyer et al. 2008), or in a Danish database of plant traits ("Naturdata", see [www.naturdata.dk](http://www.naturdata.dk)).

Plant trait	Unit	Database
crown height	m	LEDA
seed mass	mg	LEDA
specific leaf area	mm <sup>2</sup> mg <sup>-1</sup>	LEDA
age of first flowering	ordered year classes	LEDA
plant lifespan	ordered year classes	LEDA
Ellenberg L	index	Naturdata
Ellenberg F	index	Naturdata
Ellenberg R	index	Naturdata
Ellenberg N	index	Naturdata
Ellenberg S	index	Naturdata
Grime's C-strategy	index	Naturdata
Grime's S-strategy	index	Naturdata
Grime's R-strategy	index	Naturdata
Annual plant	categorical	Naturdata
Raunkjær's life forms	index	Naturdata



Figur 1. Hedgerow species richness plotted against years since the start of organic farming in the neighbouring fields for several hedgerow studies using three different methods for sampling species richness. The different numbers denote the different sampling methods (1: (Strandberg et al. Submitted), 2: (Bruus Pedersen et al. 2004), 3: this study). The shown data are not directly comparable across the different sampling methods, but the trends in species richness as a function of the number of years since the start of organic farming in the neighboring fields within the different studies may be compared.

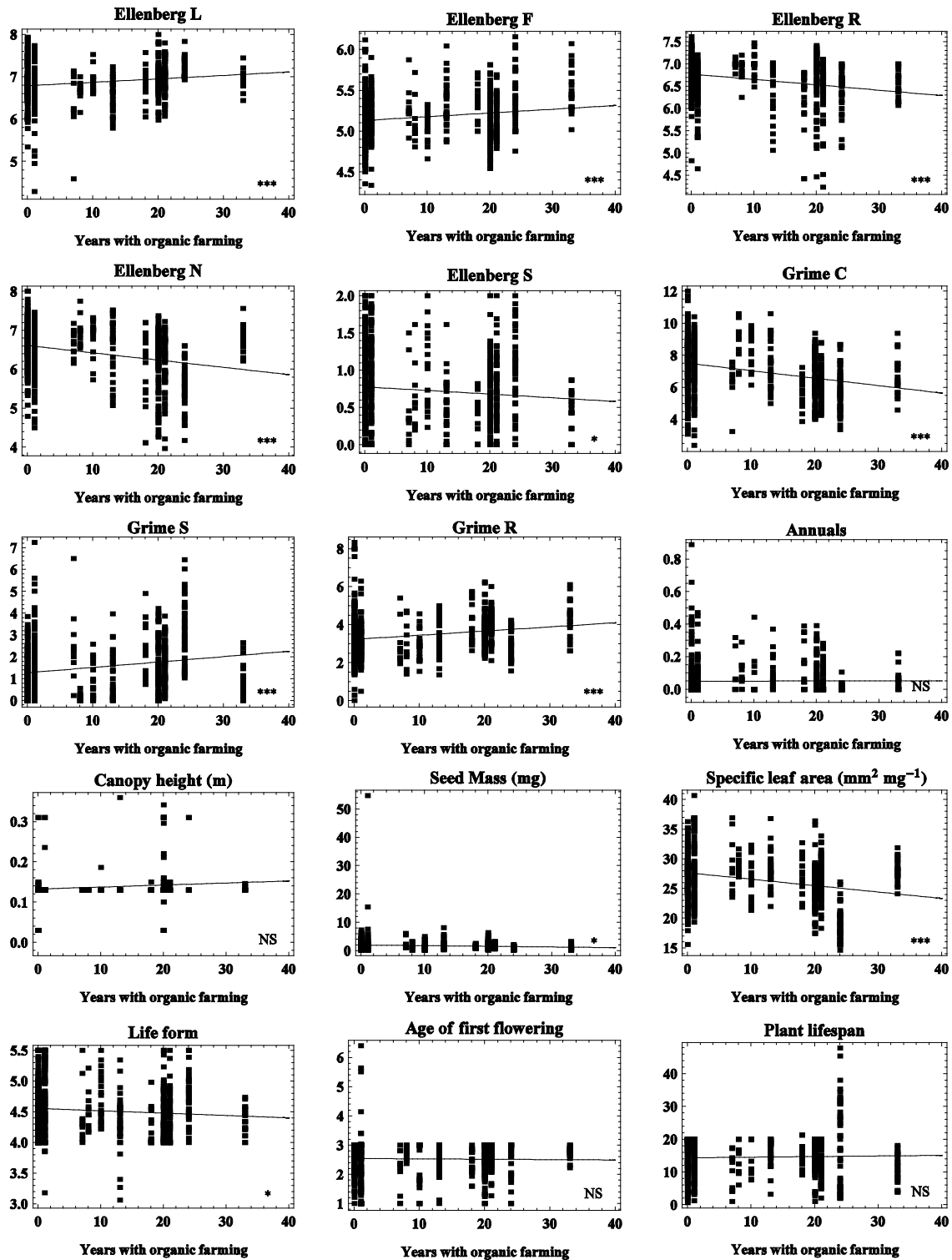
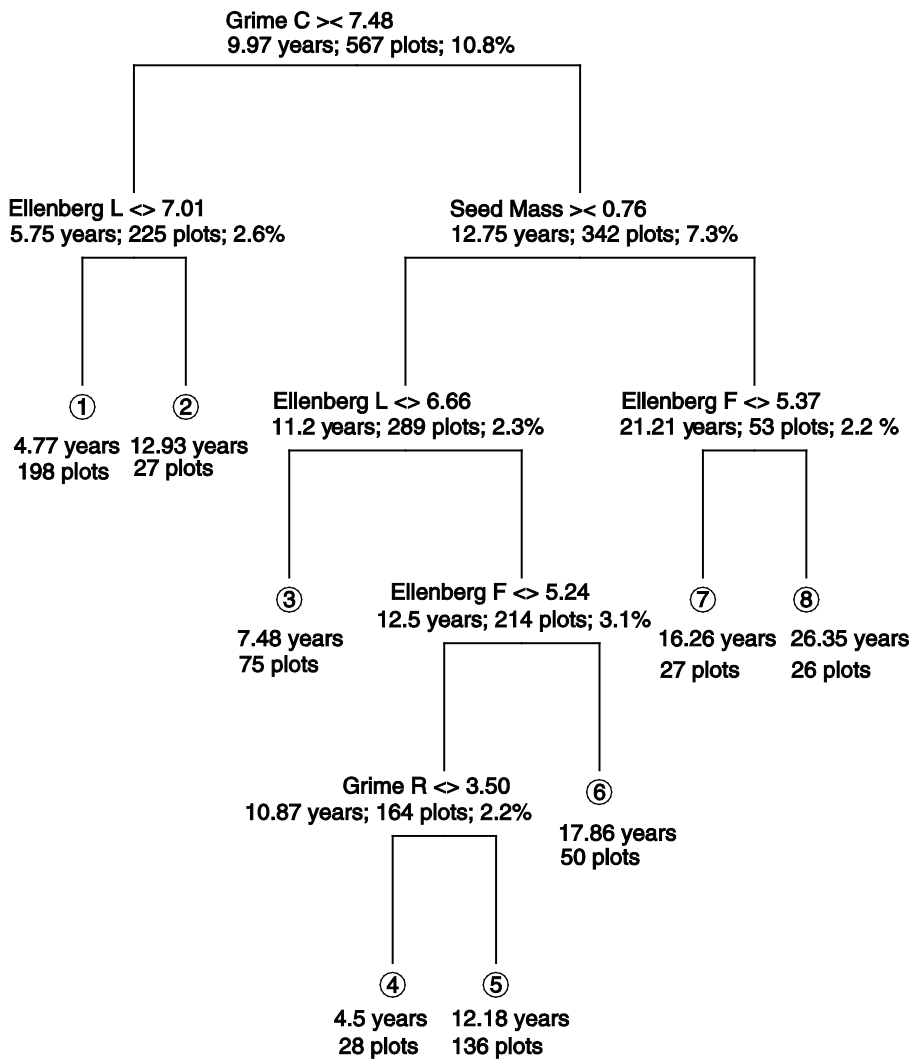


Figure 2. Linear regression of average plant trait in the plot to years since the start of organic farming, \*\*\* is  $P < 0.001$ , \*\* is  $P < 0.01$ , and \* is  $P < 0.05$ .





Figur 3. Regression tree of years since the start of organic farming to all the factors listed in Table 1. "variable <> value" when cases with lower values go left, or "variable >< value" when cases with lower values go right.

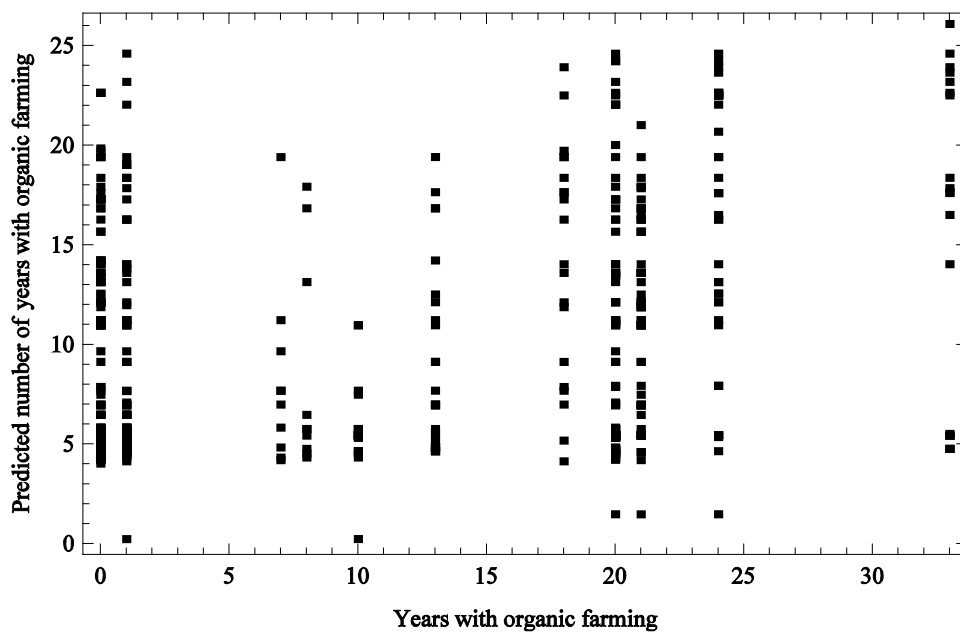
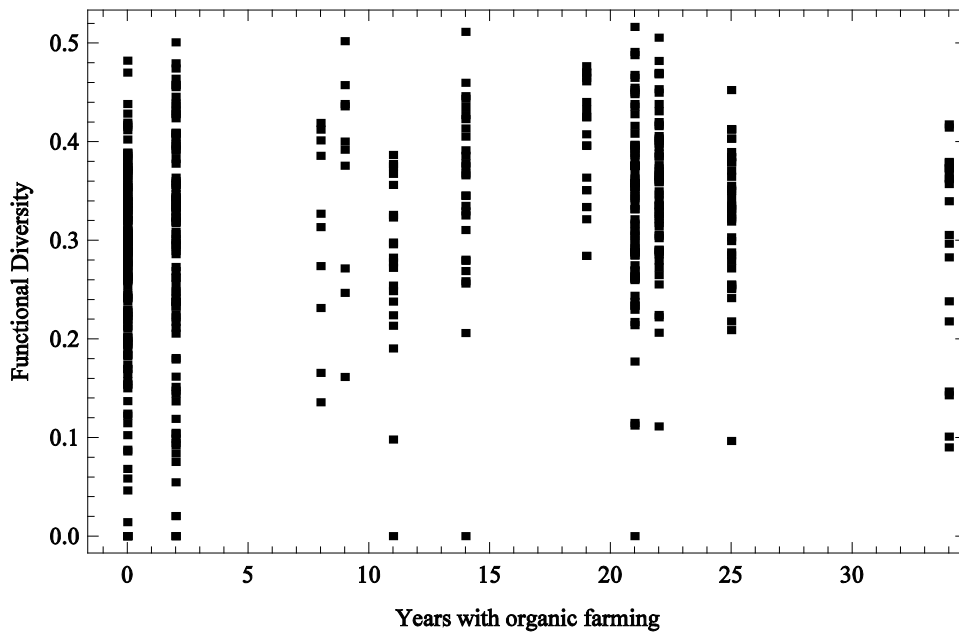


Figure 4. The number of years since transition to organic farming practice vs. the predicted number of years using the tree regression model



Figur 5. The number of years since conversion to an organic farming practice vs. the functional diversity of all the quantitative traits measured by the range-standardised Euclidean distance (linear regression:  $P < 0.001$ )

## Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner

Projektet har undersøgt en række mulige indikatorer for biodiversitetsforbedringer i levende hegn som følge af reduceret pesticidbelastning ved etablering af sprøjtefri randzoner eller omlægning til pesticidfri dyrkning. Blomstringsintensiteten (antal blomster pr. plante) blev forøget for 1/3 af de tokimbladede arter allerede det år randzonen blev etableret og kan derfor benyttes som en hurtigt reagerende indikator. Etableringen af nye plantearter viste sig derimod at være en langsommere proces. På baggrund af forskelle i artssammensætning af bundfloraen kunne vi udpege 16 arter, der forekommer signifikant hyppigere i økologiske hegn end i konventionelle og dermed er potentielle indikatorer for økologiske hegn.



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

Strandgade 29  
DK - 1401 København K  
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)