

En alléodlings inverkan på markfaunan i jordbruksmark

Inventering och utvärdering våren 2019

Kandidatexamensuppsats
Författare: Alva Johansson
E-mail: al4437jo-s@student.lu.se

Handledare: William Sidemo Holm
Biträdande handledare: Maria Ernfors
Kurs: BOK01, VT 2019.
29:e maj 2019



LUND UNIVERSITY

Förord

Denna studie har möjliggjorts av SITES (Swedish Infrastructure for Ecosystem Science), i detta fall vid Lönnatorps forskningsstation.

Stort tack till William Sidemo Holm för vägledning.

Abstract

A transition from conventional to organic agricultural practices has been shown to have positive impacts on soil and ground-living fauna. Organic farming manure is on the other hand harder for the crops to absorb than conventional fertilizers, which results in more pollutants and unsatisfactory yields. This problem is mitigated in alley cropping, an agroforestry practice where rows of trees and bushes are integrated within the agricultural fields, since much of the excess fertilizers are taken up by the bigger root systems of the woody plants. Alley cropping is also beneficial for the agricultural animal biodiversity.

However, most biodiversity comparisons are made between alley cropping and conventional methods and the outcomes of alley cropping in Sweden have not been studied to a great extent. The aim of this study was therefore to investigate how earthworm (*Lumbricidae*), beetle (*Coleoptera*) and spider (*Araneae*) populations are affected by alley cropping versus organic practices in southern Sweden. These animal groups perform vital ecosystem services in the agricultural landscape, such as nutrient recycling and pest suppression.

Abundance samples of the mentioned taxa were taken in the organic fields, as well as in both the alleys and the hedgerows of the agroforestry systems. In addition, total biomass was measured for the collected earthworms.

The results indicate that the abundance of spiders and earthworms was in general higher in alley cropping and specifically in the hedgerows. Total biomass of the earthworms was also higher in the hedgerows. This is probably due to better food resources and more shelter. The beetles, on the other hand, did not seem to benefit from the hedges, which could be explained by the beetles' better adaptation to disturbed habitats. Moreover, the hedgerows appeared to facilitate the colonization of the alleys for earthworms but not for spiders and beetles. Since no vegetation existed in the alleys, the differences between the hedgerows and the alleys were probably too big, causing the arthropods to stay in the hedgerows.

More research is needed to design the hedgerows to be good overwintering habitats but not so good that the animals rather choose to stay there instead of colonizing the alleys during the cropping season. Nonetheless, this study concluded that alley cropping in general increases bio diversity. This, along with the other ecosystem services that the method is proven to yield, makes alley cropping a good candidate for preventing the environmental costs associated with agricultural practices.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
2. Material och metod	3
2.1. Studieplats	3
2.2. Daggmasksinventering	4
2.3. Spindel- och skalbaggsinventering	4
2.4. Statistisk analys	4
3. Resultat	5
4. Diskussion	8
Högst antal daggmaskar och total biomassa i buskrader	8
Buskraderna ökade kolonisering av daggmask till alléodlingarnas fältsektioner	8
Flest antal spindlar i alléerna	9
Inga tydliga skillnader i skalbaggnas utbredning mellan de två systemen	10
Slutsats	11
5. Referenser	12

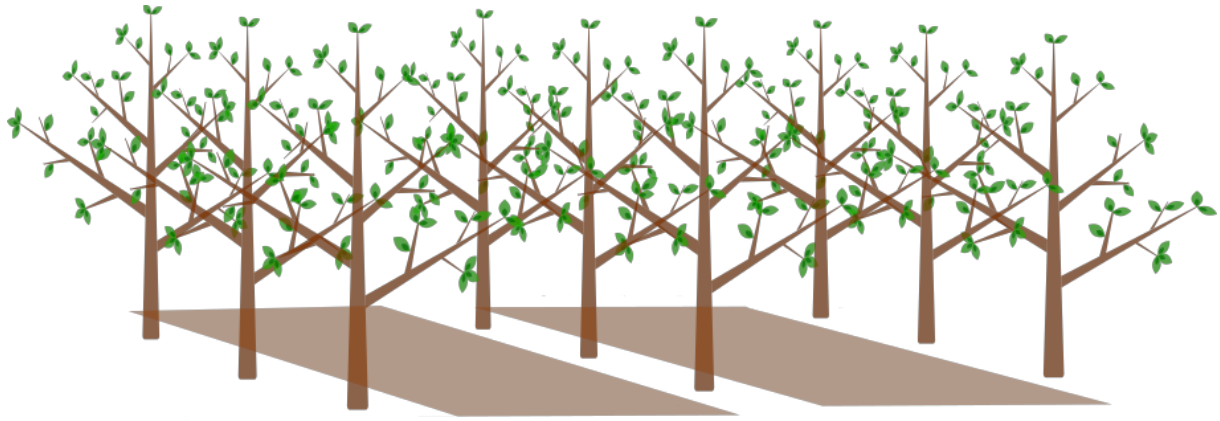
1. Inledning

Innan 1900-talets början utgjordes den brukade jorden av landskap med stor diversitet. Dessa arealer med stora betesmarker, våtmarker och slåtterängar erbjöd många olika habitattyper som främjade biologisk mångfald (Berg, 2010). På grund av den starka befolkningstillväxten och urbaniseringen under 1900-talet krävdes dock intensivare brukningsmetoder för att kunna mätta fler munnar med färre jordbruk (McNeely & Scherr, 2003). Den stora variationen i jordbrukslandskapets utseende har reducerats till stora vidsträckta åkrar i takt med det konventionella jordbrukets utbredning (Berg, 2010), vilket fått stora konsekvenser för miljön. Till exempel har markerosionen ökat och kolinbindningen minskat (McNeely & Scherr, 2003) och jord och vattendrag har förorenats på grund av läckage av gödsel och pesticider (Kirchmann et al., 2010). Jordbruket anses dessutom vara den huvudsakliga orsaken till den världsomspännande minskningen av insekter på grund av både habitatförluster och intensiv pesticidanvändning (Sanchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Behovet av miljövänligare metoder är således stort och en omställning till ekologiskt jordbruk har ansetts kunna lösa många av dessa problem (McNeely & Scherr, 2003).

I ekologiska odlingsystem används organiskt gödsel och mekanisk ogräsborttagning istället för konventionellt mineralgödsel och de kemiska bekämpningsmedlen mot ogräs och andra skadegörare (Weidow, 2000). De positiva effekterna av den ekologiska gödslingen är ökad biologisk mångfald, ökad kolhalt i jorden och bättre interaktioner mellan under- och ovanjordisk fauna (Birkhofer et al., 2008). Då jordbrukets markfauna utför många viktiga ekosystemtjänster är det nödvändigt att värna om den brukade jordens biologiska mångfald. Dagmaskar (*Lumbricidae*) är ett exempel på ett sådant så kallat nyttodjur. De har stor betydelse för nedbrytningen av döda växtdelar och för uppluckring av jorden så att transport av vatten och luft underlättas. Även spindlar (*Araneae*) och skalbaggar (*Coleoptera*) har viktiga roller i jordbruket då många är rovdjur som förtär bladlöss (*Aphidoidea*) och andra skadedjur (Weidow, 2000). För alla ovan nämnda nyttodjur har ekologisk odling positiva effekter i jämförelse med konventionellt jordbruk (Birkhofer et al., 2008).

Däremot blir skörden sämre med organisk gödsel jämfört med mineralgödsel, beträffande såväl mängd som kvalitet (Świtek et al., 2019). Det organiska gödslet orsakar därtill större kväveläckage då grödorna inte tillgodogör sig det organiska kvävet lika bra som det mineraliserade, varvid en större andel av kvävet förblir obundet och kan lättare transporteras bort med regnvatten (Kirchmann et al., 2007).

Agroforestry är ett odlingsystem som jämfört med konventionellt jordbruk emellertid har bevisats åstadkomma mindre kväveutsläpp (Wolz et al., 2018), samtidigt som det ökar kolindbindning och biodiversitet (Shi et al., 2018, Torralba et al., 2016). Denna odlingsform har flera olika grenar men gemensamt för alla är att perenna vedartade växter, så som träd och buskar, integreras i fälten med ettåriga grödor (McNeely & Scherr, 2003). Eftersom man på detta sätt åter ökar landskapets växtliga diversitet, efterliknar metoden på många sätt det traditionella jordbruket (Axelsson Linkowski & Svensson, 2009, McNeely & Scherr, 2003). Alléodling är en gren inom agroforestry som anses kunna brukas storskaligt och generera samma ekonomiska vinster som konventionella monokulturella odlingsystem (Xu et al., 2019b). Träd och/eller buskar planteras då i alléer och mellan alléraderna sås fält med ettåriga grödor (annueller).



Figur 1. Illustration över en alléodling där perenna vedartade växter planteras i alléer och i fältsektionerna mellan alléerna sås ettåriga grödor.

Alléerna genererar flera ekosystemtjänster, så som vindskydd till grödorna mellan dem och en erosionsreducering genom att rötterna håller kvar jorden (Torralba et al., 2016). De perenna växternas rötter går dessutom djupare ner i jorden än de ettåriga grödornas rötter och träden och buskarna står kvar efter att annuellerna skördats, vilket gör att de tar upp överflödigt näring som tillsatts annuellerna (Pavlidis et al., 2018). Utöver dessa stödjande ekosystemtjänster kan alléerna i sig också på sikt generera försörjande ekosystemtjänster i form av bär, frukt, nötter eller timmer – beroende på vilka träd och buskar som planterats (USDA, 2018).

Vidare har alléodling visat sig ha goda effekter på markfaunans nyttodjur jämfört med konventionellt jordbruk beträffande skalbaggar och spindlar. Växtligheten i alléerna erbjuder skydd mot både väder och predatorer samtidigt som det är lättare för nyttodjuret att sprida sig till intilliggande åkrar med annueller för att jaga skadedjur (Tsonkova et al., 2012). Alléerna genererar också mer skugga, fukt och organiskt material till jorden. Marken i alléerna bearbetas dessutom mindre än åkrarna i jordbruket, vilket innebär goda förutsättningar för kolonisering av dagmask (Cardinael et al., 2019). Potentiellt skulle detta kunna innebära att maskarna, liksom skalbaggar och spindlar, även sprider sig till de intilliggande fälten och utför ekosystemtjänster.

Endast enstaka undersökningar om alléodlingar har gjorts i Sverige då de få alléodlingar som finns ännu är i uppstartsfas. Evidens som påvisar positiva resultat av europeisk agroforestry kommer istället främst från platser med varmare och mer arida förhållanden, så som omkring Medelhavet (Torralba et al., 2016). Därtill saknas svar på huruvida alléodlingar genererar en större biologisk mångfald än det ekologiska jordbruket, då tidigare analyser främst fokuserat på att jämföra med de konventionella metoderna. För att öka kunskaperna om effekterna av alléodling i svenska biofysiska förhållanden har jag i ett fältförsök i södra Sverige jämfört hur alléodling och ekologisk odling påverkar nyttodjuret dagmaskar, skalbaggar och spindlar.

Projektet syftar till att undersöka:

- (i) Om mängden skalbaggar, spindlar och dagmaskar i en nyupptatad svensk alléodling skiljer sig från mängden djur i ekologiskt jordbruk samt huruvida dagmaskarnas totala biomassa skiljer sig åt mellan de två systemen.
- (ii) Om dagmask-, spindel- och skalbaggstätheten samt dagmaskarnas totala biomassa skiljer sig åt mellan alléodlingens integrerade buskrader och fältsektionerna i alléodlingen.

Studiens hypotes är att nyttodjurens täthet och daggmaskarnas totala biomassa är högst i alléodlingens integrerade buskrader och att de positiva effekterna där medför en högre täthet även i agroforestryodlingens fältsektioner i jämförelse med det ekologiska jordbruket.

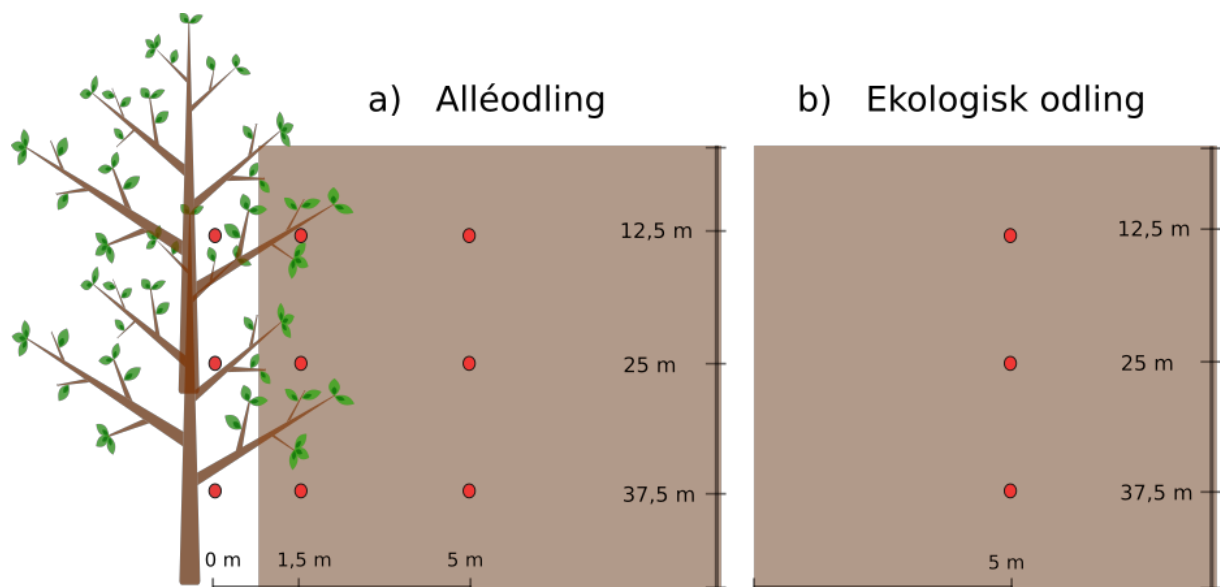
2. Material och metod

2.1. Studieplats

Projektet SAFE (SITES Agroecological Field Experiment) startades 2016 på SLU Alnarps forskningsstation i Lönntorp med avsikt att erbjuda fält för agroekologisk forskning. Studiesystemet är uppdelat i fyra block och i varje block finns bland annat ett fält med ekologiskt jordbruk och ett med alléodling. De två odlingstyperna har samma växtföljd och brukas på samma sätt vad gäller gödsling, ogräs- och skadedjursbehandling samt bearbetning av jorden. Årets gröda är sockerbeta, vilken odlas i alla fyra block. I alléodlingens fält är busk- och trädskräder inkommerade i systemet. Alléerna är 50 m långa och 2 m breda och mellan alléerna odlas sockerbeta på en yta motsvarande 50 m x 12 m. De ekologiska fälten med sockerbeta är 50 m långa och 24 m breda (SITES, 2017).

I de ekologiska fälten drogs en transekt 5 m in i fältet längs med den östra långsidan och 3 provpunkter (12,5 m, 25 m och 37,5 m på transekten) markerades och inventerades i vart och ett av de fyra blocken. I alléodlingen utfördes nio inventeringar per fält i alla fyra block. En transekt drogs längs med den buskrad som låg längst österut på fälten och markeringar gjordes vid 12,5 m, 25 m och 37,5 m på transekten. Provpunkterna distribuerades sedan så att de var placerade på tre olika avstånd från alléerna (1: precis intill buskarna, 2: 1,5 m in i fältsektionen från buskraden, 3: 5 m in i fältsektionen från buskraden).

Inventeringarna gjordes mellan harvning och sådd. För mer specifik tidsspecifikation, se punkt 2.2 och 2.3.



Figur 2. Distribueringen av provpunkter i a) alléodlingarna och i b) de ekologiska fälten. De röda prickarna markerar provpunkternas position. Illustrationen är inte skalendig.

2.2. Daggmasksinventering

Maskinventering utfördes med senapsmetoden, där det för daggmaskar irriterande ämnet allylisotiocyanat (vilket ingår i senap) utnyttjas för att få maskarna att ta sig till jordytan. Ämnet är dock varken toxiskt för daggmaskarna eller den omkringliggande vegetationen (Gunn, 1992).

Tillredning av senapslösning gjordes enligt Lawrence & Bowers (2002): 50 g senapspulver blandades med 100 ml vatten. Denna lösning späddes sedan ytterligare med 7 liter vatten precis innan inventeringens början. På inventeringsplatserna placerades och trycktes sedan plåtringar (0,1256 m²) ned i marken för att avgränsa inventeringsytan. Vegetationen som fanns inom buskradernas provpunkter klipptes ned och rensades bort så att jorden synliggjordes och inom fältens provpunkter skrapades det översta torra jordlagret bort. I plåtringen spreds sedan senapslösningen jämnt ut. De maskar som tog sig upp till ytan inom 20 minuter plockades upp, räknades och vägdes innan de släpptes ut i sina respektive habitat. Inventeringarna gjordes 11-16 april 2019.

2.3. Spindel- och skalbaggsinventering

Spindel- och skalbaggsinventering gjordes med fallfällor enligt Wheeler & Cook (2003). Hål grävdes 0,5 m från maskinventeringens stålringar i vilka plastburkar (djup 10 cm, öppningens omkrets 34,54 cm) sedan sattes ned i så att burkarnas kanter precis hamnade under jordytan. För att förhindra djuren från att fly fylldes burkarnas botten med 0,5 dl etanol (70 %) och 0,5 dl vatten. Hönsnät monterades upp över hålen för att undvika fågelangrepp. Fällorna placerades ut den 10 april 2019 och tömdes på djur den 12 april 2019 (då även vätskan i burkarna byttes) samt den 16 april 2019. Leddjuren räknades och sorterades i grupperna spindlar och skalbaggar.

2.4. Statistisk analys

De tre inventerade djurgrupperna jämfördes var för sig för att se om det fanns skillnad mellan antalet daggmaskar, skalbaggar och spindlar mellan variablerna (1) ekologiskt jordbruk, (2) 0 m från buskraderna i alléodlingen, (3) 1,5 m från buskraderna och (4) 5 m från buskraderna i alléodlingens fältsektioner. Då den givna datan var räknedata som inte antog värden under 0 och medelvärdena var lägre eller omkring 10, förekom ingen normalfördelning utan poissonfördelning. Därför användes en Generalized Linear Mixed Model (GLMM) med poissonfördelning. Eftersom flera inventeringar gjordes per fält, definierades fält som random factor för att ta hänsyn till att prover i samma fält inte är oberoende. Denna modell logtransformerar värdena och räknar ut ett medelvärde för varje variabel utifrån den givna datan. För att avgöra vilka av variablernas medelvärde som skiljde sig signifikant från varandra gjordes Wald's test.

För att avgöra om datan över daggmaskarnas totala biomassa för de fyra variablerna följde normalfördelning gjordes ett Shapiro-Wilk-test. Detta indikerade att datan inte var normalfördelad ($p = 0,0339$). Datans hade därutöver kontinuerliga värden. Eftersom GLMM med poissonfördelning kräver räknedata kunde därför inte en sådan modell användas. Således gjordes istället Wilcoxon's Signed Rank Test med Holm-korrektion, vilket är ett test som räknar ut skillnaderna mellan variablernas medianer.

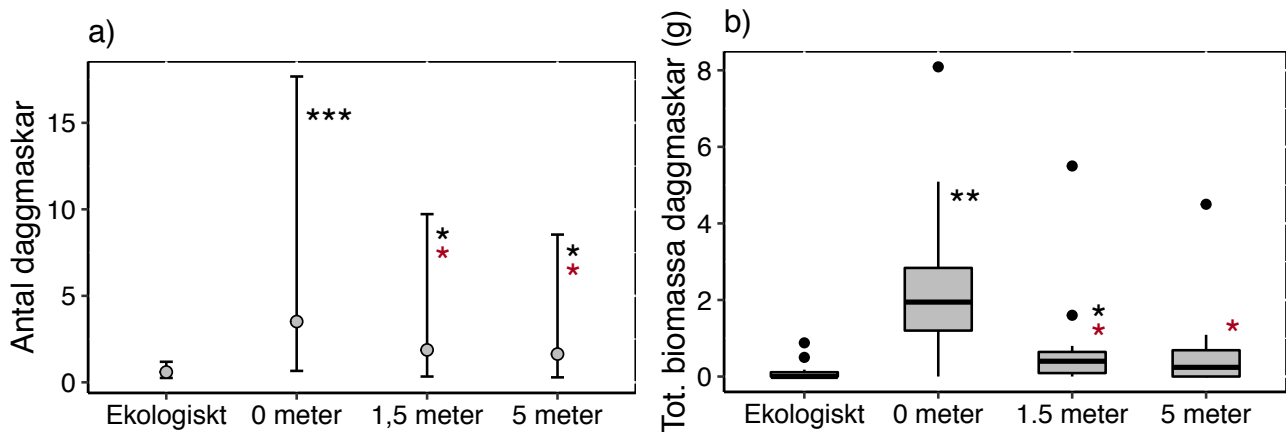
Samtliga statistiska analyser gjordes med R software, version 3.5.1 (R Core Team, 2018) och för alla metoder bedömdes signifikansnivån med p -värden $< 0,05$.

3. Resultat

Gemensamt för alla delar av resultatet var att det fanns stora variationer inom de fyra provpunktskategorierna, vilket synliggörs av de stora standardavvikelse som i vissa fall är större än de tillhörande medelvärdena (Tabell 1).

Antalet dagmaskar i det ekologiska jordbruket var signifikant lägre än vid samtliga tre avstånd från buskraderna i alléodlingen (Figur 3a, Tabell 2). Inom alléodlingen påträffades fler dagmaskar i buskraderna (avstånd 0 m) än vid 1,5 m avstånd ($z = 1,97$, $p = 0,049$) samt vid 5 m avstånd ($z = 2,33$, $p = 0,020$) från buskarna, medan antalet dagmaskar inte skiljde sig åt mellan 1,5 m och 5 m avstånd ($z = 0,38$, $p = 0,702$).

Den totala biomassan hos de inventerade dagmaskarna var högst i buskraderna (Tabell 1, Figur 3b) och skiljde sig signifikant från total biomassa i ekologiskt jordbruk ($p = 0,001$) samt vid 1,5 m avstånd ($p = 0,026$) respektive 5 m avstånd ($p = 0,012$) från buskraderna i alléodlingen. Den totala vikten var därutöver signifikant lägre för maskarna i det ekologiska jordbruket jämfört med vid avstånd 1,5 från buskraderna ($p = 0,039$) men skiljde sig inte från den totala biomassan vid 5 m avstånd ($p = 0,120$). Ingen signifikant skillnad i total maskvikt påträffades heller mellan provpunkterna vid 1,5 m avstånd och 5 m avstånd ($p = 0,523$).



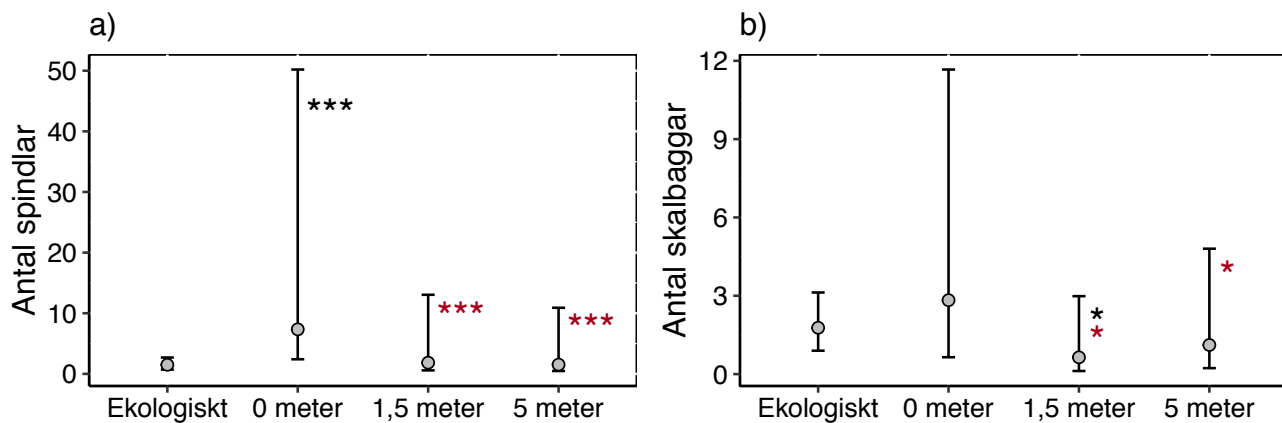
Figur 3. För variablerna ekologiskt jordbruk och avstånden 0, 1,5 respektive 5 m från buskrader i alléodling visar a) estimerad parameter och konfidensintervall (95%) för antal dagmaskar, b) boxplot med dagmaskarnas totala biomassa. De ifyllda cirklarna i panel b) representerar extremvärden. De svarta stjärnorna indikerar vid vilken signifikansnivå alléodlingens inventeringar är skilda från de ekologiska inventeringarna och de röda vid vilken nivå 1,5 m och 5 m avstånd skiljer sig från 0 m avstånd inom alléodlingen (* = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$).

Tabell 1. Medelvärde och standardavvikelse (SD) för antalet daggmaskar, daggmaskarnas totala biomassa samt antalet spindlar och skalbaggar som förekom i de ekologiska fälten samt vid de tre olika avstånden från buskraderna i fälten med alléodling.

	<i>Daggmaskar (antal)</i>	<i>Daggmaskar total biomassa (g)</i>	<i>Spindlar (antal)</i>	<i>Skalbaggar (antal)</i>
	Medelvärde (SD)	Medelvärde (SD)	Medelvärde (SD)	Medelvärde (SD)
<i>Ekologiskt</i>	0,67 (0,98)	0,15 (0,27)	1,67 (1,72)	2,17 (2,37)
<i>Allé 0 m</i>	3,92 (0,71)	2,58 (2,18)	11,58 (2,54)	3,33 (2,67)
<i>Allé 1,5 m</i>	2,08 (1,68)	0,88 (1,58)	2,92 (2,54)	0,75 (0,62)
<i>Allé 5 m</i>	1,83 (1,75)	0,68 (1,26)	2,42 (2,27)	1,33 (1,44)

Tabell 2. Statistiska parametrar för daggmaskar, spindlar och skalbaggar med den ekologiska odlingen som jämförvärde till de tre avstånden från buskraderna i alléodlingen. Signifikanta p-värden är fetmarkerade.

Avstånd (m)	Estimerad parameter (SE)	z-värde	p-värde
<i>Daggmaskar</i>			
0	1,78 (0,43)	4,10	<0,001
1,5	1,15 (0,45)	2,52	0,012
5	1,01 (0,46)	2,19	0,028
<i>Spindlar</i>			
0	1,99 (0,38)	5,29	<0,001
1,5	0,61 (0,40)	1,52	0,145
5	0,42 (0,41)	1,04	0,315
<i>Skalbaggar</i>			
0	0,47 (0,38)	1,22	0,223
1,5	- 1,02 (0,48)	- 2,11	0,035
5	- 0,47 (0,43)	- 1,08	0,279



Figur 4. Estimerad parameter och konfidensintervall (95%) för a) antal spindlar och b) antal skalbaggar i ekologiskt jordbruk samt vid avstånden 0, 1,5 respektive 5 m från buskrader i alléodling. De svarta stjärnorna indikerar vid vilken signifikansnivå alléodlingens inventeringar är skilda från de ekologiska inventeringarna och de röda vid vilken nivå 1,5 m och 5 m avstånd skiljer sig från 0 m avstånd inom alléodlingen (* = $p < 0,05$, *** = $p < 0,001$).

Antalet spindlar som fångades i fallfällorna (Tabell 1, Figur 4a) var högst i alléodlingens buskrader och skiljde sig signifikant från den ekologiska odlingen ($z = 5,29$, $p < 0,001$) samt från 1,5 m avstånd ($z = 7,32$, $p < 0,001$) respektive 5 m avstånd från buskraderna ($z = 7,71$, $p < 0,001$). Spindlarna i alléernas fallfällor var även större och hade kraftigare ben än spindlarna i de två fälttyperna. Inventeringarna vid 1,5 m och 5 m avstånd skiljde sig dock inte från varandra ($z = 0,75$, $p = 0,452$) och ingen av dem skiljde sig från antalet spindlar i det ekologiska jordbruket (Tabell 2)

Gällande antalet skalbaggar i fallfällorna (Tabell 1, Figur 4b) hittades överlag väldigt få djur men flest hittades i alléerna, näst flest i de ekologiska fälten, följt av 5 m från alléerna i agroforestryodlingen. Minst antal skalbaggar påträffades i fallfällorna vid 1,5 m avstånd från alléerna. Signifikant skillnad fanns mellan buskraderna och 1,5 m ($z = 3,36$, $p < 0,001$) respektive 5 m ($z = 2,43$, $p = 0,015$) från alléerna i agroforestryjordbruket. Fallfällorna vid 1,5 m avstånd från buskarna innehöll även signifikant färre skalbaggar än fällorna i det ekologiska jordbruket (Tabell 2) medan varken antalet skalbaggar i buskraderna eller vid 5 m avstånd från dem skiljde sig signifikant från den ekologiska odlingen. Ingen signifikant skillnad kunde heller påvisas mellan inventeringarna på 1,5 m och 5 m avstånd från buskarna i alléodlingen ($z = 1,14$, $p = 0,253$).

4. Diskussion

Högst antal daggmaskar och total biomassa i buskrader

Flest daggmaskar fanns i alléodlingens buskrader, vilket var väntat då buskraderna utgör ett habitat som är bättre lämpat för daggmaskar (Cardinael et al., 2019). Enligt Wathin & Wheeler (1966) tar det 2-3 års tid för en daggmaskspopulation att återhämta sig från jordbearbetning av typen som utförs i jordbruk (harvning, plöjning etc.). I buskraderna som fanns i den givna studieplatsen har ingen jordbearbetning skett sedan planteringen 2016, vilket står i kontrast till både de fältsektionerna inom alléodlingen och den ekologiska odlingen som bearbetas varje år. Fälten i de två jordbrukstyperna hade harvats kort innan inventeringen påbörjades, vilket kan ha haft inverkan på resultatet. Dels för att omrörningen i sig har en direkt negativ effekt på daggmaskarnas överlevnad, dels indirekt för att daggmaskarna hamnar i jordens ytskikt och exponeras för predatorer som t.ex. fåglar (Decaens et al., 2003). Dessutom är syftet med vårharvning att påskynda jordens upptorkning efter vinterhalvåret (Weidow, 2000) och således blir dessa fält sämre habitat för de daggmaskar som trots allt överlevt bearbetningen.

Även om brister i samordningen mellan tidpunkt för harvning och inventering förekom kan resultatet styrkas av liknande fynd i tidigare undersökningar. Enligt Hauser (1993) är en bidragande orsak till att daggmaskarna föredrar alléraderna att den högre växtligheten permanent skuggar den underliggande marken och minskar på så sätt uttorkning av jorden. Vid tidpunkten för fältarbetet hade visserligen lövsprickningen på buskarna inte påbörjats och bidrog på så sätt inte med någon avsevärd mängd skugga. Däremot täcktes marken i alléerna även av högvuxet gräs som också minimerar fuktförlusterna (Smith et al., 2008) och därmed förbättrar förhållandena för maskarna. Den huvudsakliga orsaken till daggmaskarnas preferens är dock förmodligen att tillgången på föda i form av döda växtdelar är bättre i buskraderna. Enligt Cardinael et al (2019) innehåller alléraders jord större mängd organiskt kol än både alléodlingars fältsektioner och fält som saknar integrerade träd- eller buskrader. Då många daggmaskar livnär sig både på förmultnande växtdelar och jord med högt organiskt innehåll (Edwards & Bohlen, 1996) tillför integrerade buskrader i jordbrukslandskap följaktligen goda födokällor för daggmaskar.

Att födoutbudet är större i alléraderna kan även förklara varför daggmaskarnas totala biomassa var högst där. Då flest daggmaskar hittades i buskraderna är det rimligt att argumentera för att detta faktum i sig torde leda till ökad total biomassa. Å andra sidan ökar konkurrensen om föda när populationen blir större. Om mängden föda inte hade varit tillräckligt stor för att möta behovet skulle daggmaskarnas storlek förmodligen varit mindre i buskraderna än i de två fälttyperna, vilket inte är förenligt med resultatet.

Buskraderna ökade kolonisering av daggmask till alléodlingarnas fältsektioner

Daggmaskarnas abundans var högre i alléodlingens sockerbetsfält än i de ekologiskt brukade fälten. Detta skulle kunna förklaras med att även fältsektionerna i agroforestryjordbruk har större kvantiteter av organiskt kol i jorden jämfört med träd- och busklösa jordbruk (Cardinael et al., 2019, Shi et al., 2018). Roarty & Schmidt (2013) fann dock i sin studie att ökad mängd daggmaskar i jordbrukets kantzoner inte medför att daggmaskarna sprider sig till intilliggande fält. Cardinael et al (2019) drog liknande slutsats men i denna studie undersöktes även huruvida skillnader fanns mellan hur daggmaskar med olika ekologiska nischer påverkades av integrerade alléer i fälten. Det generella resultatet för alla ekotyper tillsammans var alltså att kolonisering från alléerna till fältsektionerna inom alléodlingen inte kunde påvisas. Emellertid fann man att inom gruppen geo-saprofaga daggmaskar, vilka äter både humifierad jord och

förmultnande växtdelar, var antalet daggmaskar högre i alléodlingens fältsektioner än i referenssystemen. Detta föreslogs bero på att den större andelen organiskt kol som påträffats i agroforestryjordbruken främst utgjordes av stora makroskopiska partiklar. Sådan föda är bättre lämpad för geo-saprofaga daggmaskar än geofaga daggmaskar, vilka enbart livnär sig på organiskt jordmaterial och föredrar mindre partiklar (Edwards & Bohlen, 1996).

I min studie kategoriserades inte daggmaskarna i olika ekotyper men om hela forskningsstationens daggmaskspopulation, rent spekulativt, bestod av till största andel geo-saprofaga daggmaskar, skulle det kunna förklara varför fler daggmaskar påträffades i alléodlingens fält.

Beträffande total biomassa var enbart provpunkterna vid 1,5 m från alléerna (men inte de vid 5 m avstånd) signifikant skilda från de ekologiska fälten. De positiva följderna som buskraderna har på kolhalt, jordfuktighet och skuggning (Shi et al., 2018, Hauser, 1993), avtar antagligen med avstånd från raderna. Således torde födoutbudet och de fysikaliska förutsättningarna i jorden som är i nära anslutning till buskarna, vara bättre anpassade för daggmaskar. Mellan provpunkterna vid 1,5 m och 5 m avstånd från buskraderna förekom däremot ingen signifikant skillnad i daggmaskantal eller total biomassa. Förmodligen liknade platsernas miljö (trots ovanstående resonemang) varandra för mycket för att det skulle ha någon avsevärd effekt på daggmaskarna inom alléodlingens sockerbetsfält.

Även om signifikant skillnad fanns mellan alléodlingens fältsektioner och de ekologiska fälten, var skillnaderna inte särskilt stora och överlag hittades väldigt få maskar. Standardavvikelseerna var dessutom för vissa provpunktskategorier större än medelvärdet, vilket sänker medelvärdets tillförlitlighet. Om fler fält hade inventerats hade troligtvis spridningen blivit mycket mindre men på grund av tidsbrist kunde inte fler fält inkluderas i undersökningen. Därutöver var det minusgrader några av nätterna under fältperioden och då daggmaskar trivs bäst i marktemperaturer kring 10-15 grader (Lawrence & Bowers, 2002) var sannolikt många maskar fortfarande i vinterdvala längre ner i marken än vad senapslösningen kunde nå. Ett mer representativt resultat hade följaktligen fåtts om undersökningen gjorts senare under våren eller på sommaren.

Flest antal spindlar i alléerna

I alléraderna fanns avsevärt fler spindlar än i de två fälttyperna. Medelvärdet för antalet spindlar i alléerna var därtill mycket högre än medelvärdet för daggmaskar och skalbaggar i buskraderna, trots att medelvärdena för resterande provpunktkategorier var jämförbara mellan samtliga djurgrupper. Detta pekar på att förekomsten av perenna vedartade växter hade synligast effekt på spindlar. Tidigare undersökningar, har i enlighet med mina resultat, visat att kantzoner med hög växtdiversitet ökar både antalet spindelarter och antalet individer per art (Knapp & Rezac, 2015, Öberg, 2007). Rimligtvis kommer sig detta av att kantzonerna dels inte bearbetas, dels erbjuder ett större födoutbud (Clough et al., 2005), vilket är extra gynnsamt för jordbrukets spindlar som i många fall är generalister (Öberg, 2007). Kantzoner är dessutom bättre platser för spindlar att övervintra på (Lemke & Poehling, 2002).

Däremot har harvningen, som gjordes precis innan inventeringarna, med stor sannolikhet förstärkt skillnaderna i spindlarnas distribuering och således berodde resultatet inte enbart på förekomsten av alléerader.

Mellan alléodlingarnas fältsektioner och de ekologiska fälten kunde ingen signifikant skillnad i spindelantal fastställas. Detta var förvånande då tidigare observationer indikerat att ökad andel åkerholmar, närvaro av perenna växter och gräsområden i ett jordbruk förbättrar spindlars spridning till intilliggande fält (Oberg et al., 2008, Tsonkova et al., 2012, Peng &

Sutton, 1996). Även denna gång har tidpunkten för inventeringarna förmodligen spelat roll. Då sockerbetorna inte hade såtts fanns ingen vegetation alls i fälten, vilket gör att skillnaderna mellan alléerna och fälten intill dem antagligen var alldeles för stora för att spindlarna skulle vilja ta sig från alléerna. Generellt ökar mängden byten ju mer växtlighet som finns (Clough et al., 2005) och nätspinnande spindlar är särskilt beroende av växter som de kan fästa sina nät i (Birkhofer et al., 2008). Troligtvis påverkade avsaknaden av grönska i fälten därför resultatet.

I en svensk studie som gjordes av Öberg (2007) fann man dock att ett mångformigt jordbrukslandskap med stora inslag av perenna grödor generellt har en positiv inverkan på koloniseringen av spindlar till fälten men att skillnader fanns mellan familjer med olika spridningssätt. Mattvävarspindlar (*Linyphiidae*), vilka sprider sig genom ballongflygning i luften med en silkestråd (Weyman et al., 2002), hade en jämnare distribuering över landskapet än vargspindlar (*Lycosidae*), vilka främst tar sig fram genom att springa eller gå på marken (Lemke & Poehling, 2002). Vargspindlarna stannade i större grad kvar i kantzonerna med högre växtdiversitet. Även om ingen bestämning ner till familjnivå gjordes i mitt projekt noterades ändå storleken på spindlarna. De som hittades i alléradernas fällor var generellt större och hade kraftigare ben (en beskrivning som passar in på vargspindlar (Gärdenfors, 2004)) än de som hittades i fälten. Öberg (2007) beskrev vargspindlarnas dåliga spridning som problematisk, då man vill att inslagen av perenn växtlighet i jordbruket ska vara en plats som nyttodjuret kan utgå ifrån, inte ett så pass bra habitat att de hellre blir kvar där. För att alléerna i svenska agroforestryodlingar ska göra så stor nytta som möjligt behövs således mer forskning i hur utformningen av dem (val av perenna växter, avstånd mellan växterna i alléerna etc.) lämpligen bör göras.

Trots att mitt resultat inte tydde på någon skillnad mellan de två fälttyperna är förutsättningarna för spindlarna att sprida sig från alléerna till alléodlingens fältsektioner förmodligen större, eftersom spindlarnas abundans var så pass hög i buskraderna. Om en uppföljning gjorts efter sådd (då fälten fått ökad växtlighet) hade detta påstående kunnat testas och undersökningen hade förmodligen fått ett tillförlitligare resultat.

Inga tydliga skillnader i skalbaggar utbredning mellan de två systemen

Vedartade inslag i åkrar har bevisats vara goda habitat och övervintringsplatser för skalbaggar (Tsonkova et al., 2012). Varchola & Dunn (2001) fann att abundansen av skalbaggar var högst i buskrader jämfört med intilliggande fält men att detta endast gällde tidigt på våren, vilket är i enlighet med mina resultat. Senare under säsongen fanns dock inga tydliga skillnader. Detta tyder på att skalbaggar spridit sig bra och alléerna varit en utgångspunkt för dem, inte en permanent livsmiljö.

Jordlöpare (*Carabidae*) är en grupp skalbaggar som är vanliga i åkrar och många av dem är karnivora eller omnivora generalister (Öberg, 2007), varför deras roll som naturliga fiender i jordbruket studerats i stor utsträckning. Då odlade fält utgör många jordlöparens huvudsakliga habitat (Winqvist et al., 2014) har flertalet studier konstaterat att de är bättre anpassade till och därmed mindre känsliga för bearbetning av jorden än många andra leddjur (Birkhofer et al., 2015, Birkhofer et al., 2014, Varchola & Dunn, 2001). Detta är särskilt sant för små omnivora jordlöpare som sprider sig genom flygning (Birkhofer et al., 2015). Enligt Varchola & Dunn (2001) tenderar många av dessa skalbaggar dessutom att gräva ner sig i jorden för att söka skydd från sol och predatorer, istället för att ta sig till platser med mer växtlighet. Detta skulle kunna förklara varför resultaten i min studie inte indikerade att skalbaggar abundans var högre i alléerna jämfört med den ekologiska odlingens fält. Däremot är det en aning motsägelsefullt eftersom det motsatta gällde mellan buskraderna och fältsektionerna i alléodlingen.

Inga förklaringar till varför signifikant fler skalbaggar påträffades i den ekologiska odlingen än i fallfällorna vid 1,5 m avstånd från alléerna har hittats. Antalet skalbaggar i fallfällorna var överlag väldigt få och spridningen på resultatet var stort, vilket förklarar de höga standardavvikelseerna. Även om signifikant skillnad fanns mellan de ekologiska fälten och fallfällorna vid 1,5 m från alléraderna, skiljde de sig bara med 1-2 individer. Magnituden av den signifikanta skillnaden mellan buskraderna och alléodlingens fält var också förhållandevis liten, vilket gör att det är svårt att dra några slutsatser från inventeringarna. Då skalbaggar är en klass med hög diversitet finns stora skillnader i deras livscyklar och de utvecklas till aduler vid olika tidpunkter under vår- och sommarsäsongen (Adlerz, 1916). För ett tillförlitligare resultat bör därför inventering av skalbaggar ske under en längre tidsperiod, vilket inte var möjligt i denna studie.

Slutsats

Sammanfattningsvis har detta projekt visat att integrering av buskar i jordbruk generellt ökar markfaunans biologiska mångfald jämfört med ekologiskt jordbruk, i synnerhet för dagmaskar och spindlar och att effekterna är synligare i buskraderna än i alléodlingarnas fältsektioner. Detta, liksom faktumet att dagmaskarnas totala biomassa var högst i alléraderna, speglar den ökade tillgången på föda som alléerna erbjuder. Mer forskning behövs för att få alléerna att bli övervintringsplatser som nyttodjuret kan utgå ifrån, inte habitat de hellre stannar vid. Skalbaggar visade ingen tydlig preferens mellan de två systemen, vilket kan bero på att många arter är bättre anpassade till bearbetad mark jämfört med spindlar och dagmaskar (Winqvist et al., 2014).

Spridningen i resultatet var dock stor i jämförelse med tidigare studier (Hauser, 1993, Cardinael et al., 2019, Tsonkova et al., 2012), vilket förmodligen berodde på det ringa antalet fält som undersöktes, att jordbrukssystemen var tämligen nyuppstartade och att inventeringarna gjordes under en del av året då de undersökta djurgrupperna inte är särskilt aktiva.

Förutom att alléodlingarna ökar andelen nyttodjur i jordbruket, genererar djuren i sig även många ekosystemtjänster. Spindlarna och skalbaggar minskar mängden skadedjur (Weidow, 2000), vilket gör att användningen av pesticider kan undvikas i större grad och maskarna förbättrar de fysikaliska förutsättningarna i jorden genom uppluckring och återvinning av näringsämnen (Blouin et al., 2013). Det ökade utbudet av växtlighet i agroforestryjordbruk har dessutom dokumenterats ha god inverkan på jordbruksfåglar (Torralba et al., 2016), som i motsats bekräftats bli färre i monokulturella jordbruk (Berg, 2010). En ökad mängd föda, i form av maskar och insekter, torde ytterligare kunna stärka attraktiviteten hos alléodlingar gentemot fåglar och därmed öka den biologiska mångfalden ännu mer.

Den positiva inverkan som alléodling har på biodiversitet, kolinbindning (Shi et al., 2018) och kväveutsläppsreducering (Pavlidis et al., 2018) utan att nödvändigtvis kompromissa med mängden livsmedel som produceras (Xu et al., 2019a), indikerar att metoden är en god kandidat för att minska jordbrukets bidrag till klimatförändringarna. Detta borde öka intresset för alléodlingar så att tydligare svar kan ges på huruvida systemet är välfungerade under svenska väderförhållanden.

5. Referenser

- Adlerz, G. 1916. *Svenska Skalbaggar*, P.A Norstedt & Söners Förlag, Stockholm. 301 pp.
- Axelsson Linkowski, W. & Svensson, R. 2009. *Träd Och Buskar I Jordbrukslandskapet: Värden Och Hot - En Litteraturgenomgång*, SLU Centrum för biologisk mångfald, Uppsala. 54 pp.
- Berg, Å. 2010. Biologisk Mångfald - Vidga Vyerna Till Hela Landskapet! In: Johansson, B. (ed.) *Jordbruk Som Håller I Längden*. Formas, Stockholm. pp. 173-183.
- Birkhofer, K., Bezemer, T. M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fliessbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., Mader, P., Mikola, J., Robin, C., Setälä, H., Tatin-Froux, F., Van Der Putten, W. H. & Scheu, S. 2008. Long-Term Organic Farming Fosters Below and Aboveground Biota: Implications for Soil Quality, Biological Control and Productivity. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 2297-2308.
- Birkhofer, K., Smith, H. G., Weisser, W. W., Wolters, V. & Gossner, M. M. 2015. Land-Use Effects on the Functional Distinctness of Arthropod Communities. *Ecography*, 38, 889-900.
- Birkhofer, K., Wolters, V. & Diekötter, T. 2014. Grassy Margins Along Organically Managed Cereal Fields Foster Trait Diversity and Taxonomic Distinctness of Arthropod Communities. *Insect Conservation and Diversity*, 7, 274-287.
- Blouin, M., Hodson, M. E., Delgado, E. A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K. R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J. E., Cluzeau, D. & Brun, J. J. 2013. A Review of Earthworm Impact on Soil Function and Ecosystem Services. *European Journal of Soil Science*, 64, 161-182.
- Cardinael, R., Hoeffner, K., Chenu, C., Chevallier, T., Beral, C., Dewisme, A. & Cluzeau, D. 2019. Spatial Variation of Earthworm Communities and Soil Organic Carbon in Temperate Agroforestry. *Biology and Fertility of Soils*, 55, 171-183.
- Clough, Y., Krüss, A., Kleijn, D. & Tschamtko, T. 2005. Spider Diversity in Cereal Fields: Comparing Factors at Local, Landscape and Regional Scales. *Journal of Biogeography*, 32, 2007-2014.
- Decaens, T., Bureau, F. & Margerie, P. 2003. Earthworm Communities in a Wet Agricultural Landscape of the Seine Valley (Upper Normandy, France). *Pedobiologia*, 47, 479-489.
- Edwards, C. A. & Bohlen, P. J. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*, 3 ed., Chapman & Hall, London. pp 426.
- Gunn, A. 1992. The Use of Mustard to Estimate Earthworm Populations. *Pedobiologia*, 36, 65-67.
- Gärdenfors, U. 2004. *Svensk Småkrypsfauna : En Bestämningsbok Till Rygggradslösa Djur Utom Insekter*, Studentlitteratur, Lund. 292 pp.
- Hauser, S. 1993. Distribution and Activity of Earthworms and Contribution to Nutrient Recycling in Alley Cropping. *Biology and Fertility of Soils*, 15, 16-20.
- Kirchmann, H., Bergström, L. & Andersson, R. 2010. Uthållig Matproduktion På Tre Ben - Mängd, Kvalitet Och Miljö. In: Johansson, B. (ed.) *Jordbruk Som Håller I Längden*. Formas, Stockholm. pp. 91-111.
- Kirchmann, H., Bergström, L., Kätterer, T., Mattsson, L. & Gesslein, S. 2007. Comparison of Long-Term Organic and Conventional Crop-Livestock Systems on a Previously Nutrient-Depleted Soil in Sweden. *Agronomy Journal*, 99, 960-972.
- Knapp, M. & Rezac, M. 2015. Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape. *Plos One*, 10, 20.

- Lawrence, A. P. & Bowers, M. A. 2002. A Test of the 'Hot' Mustard Extraction Method of Sampling Earthworms. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 549-552.
- Lemke, A. & Poehling, H. M. 2002. Sown Weed Strips in Cereal Fields: Overwintering Site and "Source" Habitat for *Oedothorax Apicatus* (Blackwall) and *Erigone Atra* (Blackwall) (Araneae : Erigonidae). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90, 67-80.
- Mcneely, J. A. & Scherr, S. J. 2003. *Ecoagriculture : Strategies to Feed the World and Save Biodiversity*, Island Press, Washington. 323 pp.
- Oberg, S., Mayr, S. & Dauber, J. 2008. Landscape Effects on Recolonisation Patterns of Spiders in Arable Fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 123, 211-218.
- Pavlidis, G., Tsihrintzis, V. A., Karasali, H. & Alexakis, D. 2018. Tree Uptake of Excess Nutrients and Herbicides in a Maize-Olive Tree Cultivation System. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 53, 1-12.
- Peng, R. K. & Sutton, S. L. 1996. *The Activity and Diversity of Ground Arthropods in an Agroforestry System*, New Zealand Plant Protection Soc, Rotorua. 309-313.
- Roarty, S. & Schmidt, O. 2013. Permanent and New Arable Field Margins Support Large Earthworm Communities but Do Not Increase in-Field Populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 170, 45-55.
- Sanchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. a. G. 2019. Worldwide Decline of the Entomofauna: A Review of Its Drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.
- Shi, L. L., Feng, W. T., Xu, J. C. & Kuzyakov, Y. 2018. Agroforestry Systems: Meta-Analysis of Soil Carbon Stocks, Sequestration Processes, and Future Potentials. *Land Degradation & Development*, 29, 3886-3897.
- SITES. 2017. *Safe - Sites Agroecological Field Experiment* [Online]. <https://www.fieldsites.se/2017/04/18/en-GB/safe-sites-agroecological-field-experiment-36100740>. [Accessed March 29 2019].
- Smith, J., Potts, S. G., Woodcock, B. A. & Eggleton, P. 2008. Can Arable Field Margins Be Managed to Enhance Their Biodiversity, Conservation and Functional Value for Soil Macrofauna? *Journal of Applied Ecology*, 45, 269-278.
- Świtek, S., Takacs, V., Sawinska, Z., Kosiada, T. & Tryjanowski, P. 2019. Mineral Nitrogen Fertilisers Remain a Crucial Factor Even in the Ecological Intensification of Agriculture. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 69, 311-316.
- R Core Team. 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Wien. <https://www.r-project.org/>.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G. & Plieninger, T. 2016. Do European Agroforestry Systems Enhance Biodiversity and Ecosystem Services? A Meta-Analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 230, 150-161.
- Tsonkova, P., Böhm, C., Quinkenstein, A. & Freese, D. 2012. Ecological Benefits Provided by Alley Cropping Systems for Production of Woody Biomass in the Temperate Region: A Review. *Agroforestry Systems*, 85, 133-152.
- USDA. 2018. *Alley Cropping* [Online]. <https://www.fs.usda.gov/nac/practices/alleycropping.shtml>. [Accessed April 4 2019].
- Varchola, J. M. & Dunn, J. P. 2001. Influence of Hedgerow and Grassy Field Borders on Ground Beetle (Coleoptera : Carabidae) Activity in Fields of Corn. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83, 153-163.
- Watkin, B. R. & Wheeler, J. L. 1966. Some Factors Affecting Earthworm Populations under Pasture. *Journal of the British Grassland Society*, 21, 14-20.
- Weidow, B. 2000. *Växtodlingens Grunder*, 2 uppl., Natur och kultur/LT, Stockholm. 440 pp.

- Weyman, G. S., Sunderland, K. D. & Jepson, P. C. 2002. A Review of the Evolution and Mechanisms of Ballooning by Spiders Inhabiting Arable Farmland. *Ethology Ecology & Evolution*, 14, 307-326.
- Wheater, C. P. & Cook, P. A. 2003. *Studying Invertebrates*, 1. ed., Richmond Publishing, Slough. 120 pp.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Ockinger, E., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W. & Bommarco, R. 2014. Species' Traits Influence Ground Beetle Responses to Farm and Landscape Level Agricultural Intensification in Europe. *Journal of Insect Conservation*, 18, 837-846.
- Wolz, K. J., Branham, B. E. & Delucia, E. H. 2018. Reduced Nitrogen Losses after Conversion of Row Crop Agriculture to Alley Cropping with Mixed Fruit and Nut Trees. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 258, 172-181.
- Xu, H. S., Bi, H. X., Gao, L. B. & Yun, L. 2019a. Alley Cropping Increases Land Use Efficiency and Economic Profitability across the Combination Cultivation Period. *Agronomy-Basel*, 9, 19.
- Xu, Y., Lehmann, L. M., De Jalon, S. & Ghaley, B. B. 2019b. Assessment of Productivity and Economic Viability of Combined Food and Energy (Cfe) Production System in Denmark. *Energies*, 12, 15.
- Öberg, S. 2007. *Spiders in the Agricultural Landscape : Diversity, Recolonisation, and Body Condition*, Acta Universitatis agriculturae Sueciae: 2007:25, Uppsala. 29 pp.