

Beskrivelser af skovlandbrug

Rådgivningsnotat fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

Martin Jensen¹, Anne Grete Kongsted², Morten T. Strandberg³ og Uffe Jørgensen²

¹Institut for Fødevarer

²Institut for Agroøkologi

³Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



Datablad

Titel:	Beskrivelser af skovlandbrug
Forfattere:	Seniorforsker Martin Jensen, Institut for Fødevarer, AU, seniorforsker Anne Grete Kongsted og professor Uffe Jørgensen, Institut for Agroøkologi, AU og seniorrådgiver Morten Tune Strandberg, Institut for Ecoscience, AU.
Fagfællebedømmelse:	Professor Tommy Dalgaard, Institut for Agroøkologi, AU (hele dokument). Biodiversitetsafsnittet er desuden fagfællebedømt af seniorforsker Jørgen Axelsen, Institut for Ecoscience, AU og husdyrfsnittet er fagfællebedømt af seniorforsker Troels Kristensen, Institut for Agroøkologi, AU.
Kvalitetssikring, DCA:	Chefkonsulent Lene Hegelund, DCA Centerenheden, AU
Rekvirent:	Landbrugsstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM)
Dato for bestilling/levering:	14.10.2022/ 16.01.2022
Journalnummer:	2022-0450927
Finansiering:	Besvarelsen er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening" indgået mellem Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) og Aarhus Universitet under ID nr. 6.33 i "Ydelsesaftale Planteproduktion 2022-2025".
Ekstern kommentering:	Nej.
Eksterne bidrag:	Nej.
Kommentarer til besvarelse:	Notatet præsenterer resultater, som ved notatets udgivelse ikke har været i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer.
Citeres som:	Jensen M, Kongsted AG, Strandberg MT, Jørgensen U. 2023. Beskrivelser af skovlandbrug. 42 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 16.01.2023.
Rådgivning fra DCA:	Læs mere på https://dca.au.dk/raadgivning/

1. Baggrund

Landbrugsstyrelsen har i en bestilling sendt til DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug ønsket et fyldigt notat, der definerer skovlandbrug og beskriver, hvilke overordnede skovlandbrugstyper danske landbrugere potentielt vil kunne tage i brug.

Formålet med leverancen er at få defineret skovlandbrug og kvalitativt beskrive de mulige klimaeffekter samt miljø-, biodiversitets- og produktionsmæssige konsekvenser. Leverancen skal danne grundlag for en opfølgende bestilling af kvantificering af klimaeffekterne i 2023.

Landbrugsstyrelsen ønsker et notat, der definerer skovlandbrug, og som kvalitativt beskriver hovedlinjerne for, hvordan skovlandbrug kan implementeres og bidrage til danske målsætninger for klima, miljø og biodiversitet, samt tiltagets konsekvenser for produktionskapacitet samt beskrive umiddelbare synergier og tradeoffs imellem typerne ift. klimapåvirkning, produktivitet, kvælstof, biodiversitet mm.

Endelig ønskes en overordnet analyse af barrierer for udbredelsen af skovlandbrug herunder ift. gældende regulering, praktiske forhold mv. i det omfang dette er muligt.

2. Sammenfatning

Etablering af skovlandbrug (SL) er vurderet at kunne bidrage med væsentlige effekter i forhold til klima, biodiversitet og miljø. Da forskellige skovlandbrugstyper varierer meget i indhold, omfang og intensitet vil de forventede effekter også udvise meget stor variation mellem typer. Med henblik på at etablere en mere realistisk baggrund for en mulig fremtidig kvantificering af effekter, har vi i denne rapport kvalitativt defineret, afgrænset og beskrevet 4 hovedtyper af skovlandbrug og adskillige undertyper, som vurderes relevante i dansk jordbrug og som vurderes at kunne give et væsentligt bidrag til klima, miljø og/eller biodiversitet. Hovedtyperne er: 1) SL typer rettet mod kulstofbinding og lagring, 2) SL typer rettet mod øget biodiversitet, 3) SL typer rettet mod samdyrkning med husdyr og 4) SL med frugt, bær og nøddetræer. De fire hovedtyper kan kombineres med enten omdriftsafgrøder eller græsarealer. Hver type er defineret og karakteriseret ud fra baggrundsviden, og er beskrevet med indledende forslag til afgrænsning, mulig effekt på produktivitet, mulighed for synergier og tradeoffs mellem systemer, samt barrierer for udbredelse af systemet. Da størrelsen af effekterne af de foreslåede typer og deres skalérbarhed vurderes at være forskellige vil det samlede potentiale for bidrag til klima, miljø og biodiversitet for typerne også være forskelligt. En kommende kvantitativ effektvurdering af SL typer bl.a. som klimavirkemiddel vil være udfordret af at der endnu findes meget lidt dansk forskning på området og at SL undersøgelser oftest dækker over systemer med stor variation. Udpegning af relevante SL typer og afgrænsning af disse i nærværende rapport er et bidrag til at forsøge at reducere denne usikkerhed.

Indholdsfortegnelse

1.	Baggrund	3
2.	Sammenfatning	3
3.	Introduktion	6
4.	Metode	6
5.	Kvalitativ beskrivelse af hovedtyper af skovlandbrug	8
5.1	Hovedtype 1. Skovlandbrug med fokus på at opnå klimaeffekter via kulstofbinding og kulstoflagring	8
5.1.1	Produktiviteten i pil, poppel og andre løvtræerarter (over jorden).....	10
5.1.2	Fra lavskov til skovlandbrug.....	10
5.1.3	Ændret kulstofindhold i jord.....	11
5.2	Undertype 1.1: Hurtigvoksende træerarter i stævningskultur med høj C-bindings- potentiale:.....	11
5.2.1	Beskrivelse af undertype 1.1. SL system med stævningsarter til kort omdrift	11
5.2.2	Mulige synergier eller tradeoffs.....	12
5.2.3	Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten.....	13
5.2.4	Vurdering af barrierer for udbredelse af undertype 1.1	14
5.3	Undertype 1.2: Mellem til hurtigvoksende træerarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid.....	14
5.3.1	Beskrivelse af undertype 1.2. Karakterisering af egenskaber der optimerer effekten.....	14
5.3.2	Mulige synergier eller tradeoffs.....	15
5.3.3	Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten.....	15
5.3.4	Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen	16
5.4	Undertype 1.3: Læhegn med blandede hurtigvoksende træerarter og lang omdriftstid.....	17
5.4.1	Beskrivelse af undertype 1.3. Karakterisering af egenskaber, der optimerer effekten.....	17
5.4.2	Mulige synergier eller tradeoffs.....	17
5.4.3	Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten.....	18
5.4.4	Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen	18
5.5	Hovedtype 2. Skovlandbrug med fokus på at fremme biodiversitet.....	18
5.5.1	Indledning	18
5.5.2	Biodiversitet	19
5.5.3	Potentialet for biodiversitet.....	20
5.6	Undertype 2.1: Skovlandbrugssystem med flerrækkede hegn i planteavl og undertype 2.2: Skovlandbrug system med husdyr.....	20
5.6.1	Karakterisering af egenskaber der optimerer effekten.....	20
5.7	Beskrivelse af SL-systemerne	23
5.7.1	Undertype 2.1. Eksempel på skovlandbrugssystem med planteavl der optimerer biodiversitet	23
5.7.2	Undertype 2.2. Eksempel på skovlandbrugssystem med husdyr der optimerer biodiversitet	24
5.7.3	Mulige synergier eller tradeoffs.....	24
5.7.4	Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten.....	24
5.7.5	Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstyper der tilgodeser biodiversitet	24

5.8	Hovedtype 3. Skovlandbrug med fokus på samproduktion med husdyr (miljø, dyrevelfærd og foderforsyning)	25
5.8.1	Virkningsmekanismer og karakterisering af egenskaber der optimerer effekten	26
5.8.2	Beskrivelse af undertype 3.1: Grise på friland (hele eller dele af produktionstid)	28
5.8.3	Beskrivelse af undertype 3.2: Kvæg (drøvtyggere).....	30
5.8.4	Beskrivelse af undertype 3.3: Fjerkræ	31
5.8.5	Mulige synergier eller tradeoffs.....	31
5.8.6	Vurdering af effekt på produktiviteten	31
5.8.7	Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrug med husdyr	32
5.9	Hovedtype 4. Skovlandbrug med fokus på frugt, bær eller nødder i kombination med landbrugs- eller grønsagsomdriftsafgrøder eller græsningsarealer	32
5.9.1	Karakterisering af egenskaber	32
5.9.2	Beskrivelse af SL system med frugt, bær eller nøddetræer.	33
5.9.3	Mulige synergier eller tradeoffs.....	34
5.9.4	Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten	34
5.9.5	Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen	35
6.	Supplerende generelle kommentarer.....	35
7.	Referencer	36

3. Introduktion

Som koncept dækker Skovlandbrug (SL) over mange forskellige kombinationer af landbrugs- og havebrugsafgrøder med forskellige træer og buske og med forskellige produktionsformål som kan ændre sig dynamisk over tid med trævæksten. Træerne er typisk højeværditræer til enten frugtavl, bioenergi eller kvalitetstømmer, men kan også være rettet direkte mod forbedring af biodiversitet, miljø og klima i f.eks. hegn, småbiotoper og randzoner mod vådområder eller som læ/skygge/skjul/foder i forbindelse med husdyrproduktion på friland. Diversiteten i systemerne er meget stor i forhold til produktionsformålet for landbrugsdelen med variation i træ-buskdelen, arter/artsmiks, arealmæssig kvantitet, specifikke designs med både 2D- og 3D-udnyttelse af arealer, hvor træer giver bedre mulighed for at udnytte det 3-dimensionelle produktionsrum både over og under jorden, tidshorisonter for høst, pasningsintensitet, kombinationer med omdriftsafgrøder og forskellige rotationsmønstre, husdyrhold mv.

Klimaeffektvurdering af skovlandbrug som ét samlet dyrkningssystem er ikke relevant, da skovlandbrug i praksis dækker over en meget bred variation af dyrkningssystemer, som ikke rimeligt kan ansættes med ét tal. Der er derfor behov for at beskrive, definere og afgrænse nogle hovedskovlandbrugstyper som forventes at have væsentlig interesse og dermed relevans for danske jordbrugsproduktionsforhold, og hvor en kvantificering af klimaeffekter vil være realistisk. Relevansen skal ses ud fra både de givne klimatiske og praktisk/tekniske forhold i jordbruget, de vurderede økonomiske potentialer i systemerne og mulighederne for at bidrage positivt til øget biodiversitet samt forbedrede miljø- og klimaeffekter. Overordnede effekter af skovlandbrug som dyrkningssystem på disse områder er beskrevet i Jensen et al. (2019) og Dalgaard et al. (2019).

Formålet med denne rapport er derfor at beskrive og afgrænse relevante hovedtyper kvalitativt, således at det efterfølgende vil være muligt at vurdere en klimaeffekt af hovedtyper og evt. undertyper.

4. Metode

De valgte hoved- og undertyper tager udgangspunkt i hvilke overordnede skovlandbrugstyper danske landbrugere potentielt vil kunne tage i brug. Der er inddraget systemer der inkluderer de eksisterende hovedproduktionsformer med omdriftsafgrøder, husdyr på friland herunder græsarealer, samt frugt og bær. Dette er gjort uanset at potentialerne ikke er lige store indenfor alle disse områder, både i forhold til effekt per arealenhed, men også i forhold til skaleringsmulighederne. Samtidig er der forsøgt opstillet systemer der optimerer effekter på både klima, biodiversitet og miljø. Forslag til optimerede systemer er baseret på videnskabelig viden om mulige effekter af enkeltssystemer, enten direkte fra skovlandbrugssystemer såfremt resultater er tilgængelige, men også ud fra inddragelse af viden fra lignende systemer med træer f.eks. fra bioenergiplantninger, lavskov, læhegn og egentlig skov. Dette betyder, at der kan være nogen usikkerhed i om f.eks. produktivitet vil være det samme i skovlandbrugsplantninger, som i andre systemer, eksempelvis lavskov. Anførte talindikationer af potentialer skal derfor ses som et indledende kvalitativt bud på mulige effekter. Undertyper er beskrevet såfremt viden indikerer at der kan være væsentlig forskel på disse systemer og deres effekter, f.eks. forskellige husdyrgrupper. Der vil naturligt være overlap i både opbygning, indhold og egenskaber mellem hovedtyperne. Det er her valgt at fokusere på at beskrive systemer primært ud

fra de ønskede hovedeffekter og i mindre grad sideeffekter. I hovedtype 1 fokuseres på klimaeffekt, i hovedtype 2 fokuseres på biodiversitet, i hovedtype 3 fokuseres på samproduktion med husdyr og i hovedtype 4 fokuseres på samproduktion med frugt- bær- og nøddeproduktion.

De valgte hovedtyper og undertyper er:

Hovedtype 1: Skovlandbrug med fokus på at opnå klimaeffekter via kulstofbinding og kulstoflagring

Undertype 1.1: Hurtigvoksende træarter i stævningskultur med høj C-bindingspotentiale: Sammen med enten omdriftsafgrøder eller græsningsarealer.

Undertype 1.2: Mellem til hurtigvoksende træarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid. Sammen med enten omdriftsafgrøder eller græsningsarealer.

Undertype 1.3: Læhegn med blandede men hurtigvoksende træarter og lang omdriftstid. Sammen med enten omdriftsafgrøder eller græsningsarealer.

Hovedtype 2: Skovlandbrug med fokus på at fremme biodiversitet.

Undertype 2.1: Skovlandbrugssystem med flerrækkede hegn i planteavl.

Undertype 2.2: Skovlandbrugssystem med husdyr

Hovedtype 3: Skovlandbrug med fokus på samproduktion med husdyr (miljø, dyrevelfærd, foderforsyning)

Undertype 3.1 Grise på friland (hele eller dele af produktionstid). A. Sæson-differentieret system, B. Helårssystem.

Undertype 3.2 Kvæg (drøvtyggere)

Undertype 3.3 Fjerkræ

Hovedtype 4: Skovlandbrug med fokus på frugt, bær eller nødder i kombination med omdriftsafgrøder eller græsningsarealer

Undertype 4.1: Skovlandbrug med større og ældre enkeltstående frugttræer i rækker som i alley cropping, kombineret med omdriftsafgrøder (grønsager eller landbrugsafgrøder)

Undertype 4.2: Skovlandbrug med større enkeltstående spredte frugttræer eller frugttræer i rækker som i alley cropping, kombineret med græsningsarealer til slet og eller græsning med husdyr.

Undertype 4.3: Skovlandbrug med mindre og tætplantede frugttræer og bærarter dyrket som enkelttrækker eller flerrækkede bæltter i omdriftsafgrøder (grønsager eller landbrugsafgrøder).

De foreslåede afgrænsninger af typerne, der skal gøre det muligt i fremtiden at estimere en gennemsnitlig klimaeffekt, skal ses som et første bud på en afgrænsning ud fra de ovenfor beskrevne antagelser. Vi har valgt ikke at definere rammerne for typerne for stramt med henblik på at bevare en vis robusthed og fleksibilitet i de potentielle SL-systemer i forhold til brugernes behov og muligheder. I nogle typer har muligheden for at opnå en driftsøkonomisk bæredygtig produktion i det samlede SL-system bidraget til valg og

afgrænsning, mens andre typer vurderes at være længere væk fra at kunne være driftsøkonomisk bæredygtige i sig selv, her er der fokuseret på andre gevinster som f.eks. biodiversitet og kulstof-lagring.

Overordnet er beskrivelserne for hver af hoved og eller undertyperne struktureret således:

1. Karakterisering af egenskaber der optimerer effekten af skovlandbrugstræplantning mod den særligt ønskede overordnede effekt.
2. Beskrivelse af hovedskovlandbrugssystemet (og evt. undertyper): Træartsvalg, design, plantetæthed træer/ha, mv.
3. Beskrivelse af mulige synergier eller tradeoffs i effekter mellem hovedtyper og evt. undertyper.
4. Vurdering af konsekvens for produktiviteten i typen
5. Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen

5. Kvalitativ beskrivelse af hovedtyper af skovlandbrug

5.1 Hovedtype 1. Skovlandbrug med fokus på at opnå klimaeffekter via kulstofbinding og kulstoflagring

Karakterisering af egenskaber i skovlandbrug, der optimerer effekten af træplantning mod kulstofbinding og lagring. I forhold til lagring tænkes her primært på perioden indtil træernes biomasse høstes og fjernes fra arealet men også på stabiliteten af jordens øgede indhold af kulstof.

Hovedtype 1 vurderes at kunne dyrkes med et bredt udsnit af omdriftsafgrøder i landbrug og grønsager. Der kan også være et potentiale i at lave skovlandbrug til høj kulstofbinding på flerårige græsarealer, da græs er relativt tolerant for konkurrencen fra træer. Da græsarealer i forvejen har et meget højt kulstofindhold i jorden er en yderligere opbygning i jordens organiske C indhold ofte ret lav, nul eller endda negativ ved skovlandbrug, mens bidrag til kulstofopbygning i træbiomassen stadig kan være markant og netto giver øget C binding. Med yderligere viden og erfaring vil nogle omdriftsafgrøder måske vise sig mere interessante at benytte til SL end andre. Der er her fokuseret alene på, hvad der typisk kan forventes at kunne opnås i produktionen på arealet, før evt. eksport af biomasse, og ikke hvad eksporteret biomasse anvendes til. I forhold til lagringstid af kulstof er der dog kommenteret på evt. fordele ved forskellige anvendelser. Der er ikke inddraget overvejelser om fortrængning og evt. kompensationsarealer for den fjernede fødevarerproduktion på de træplantede arealer. Der er dog kort nævnt overordnede aspekter af om og hvor stort tabene i omdriftsafgrøderne ved integreret dyrkning med træer kan være.

I forhold til klimaeffekter af skovlandbrug er både potentialet for binding af kulstof og lagring af kulstof interessant og også indirekte bidrag fra ændrede dyrkningsmetoder, gødsning, energi, lattergas mv. kan give bidrag set i forhold til f.eks. korndyrkning. I en evaluering af mulige effekter af skovlandbrug på miljø, klima og biodiversitet (Jensen et al, 2019; Dalgaard et al 2019) vurderedes det, at skovlandbrug som dyrkningssystem generelt har en stor klimaeffekt relateret til især øget kulstofbinding i jord og i vedmassen over og under jorden. Udover direkte binding af kulstof kan skovlandbrug også bidrage til klimaeffekter via optag af overskydende N fra jord og dermed opnå lavere N indhold i jord, som potentielt kan reducere ud-

ledningen af drivhusgassen N_2O , og indirekte ved at træer kan bidrage til at reducere maskinelt energiforbrug på arealer (Hernández-Morcillo et al. 2018). Viden om N_2O -effekter af skovlandbrug er relativt lidt undersøgt (Kim et al. 2016; Guenet et al. 2021). Hvis træer plantes på våde arealer med højt organisk indhold, som derefter tørres ud pga. af træernes større fordampning vil emissionen potentielt kunne øges i stedet, primært som følge af øget omsætning af organisk stof og dermed udledning af CO_2 (Gyldenkerne et al., 2020).

Bidraget fra forskellige skovlandbrugssystemer varierer med typen og intensiteten. F.eks. fandt Kay et al. (2019) at kulstofbindingen i forskellige skovlandbrugssystemer varierede fra 0,09 til 7,29 tons C/ha/år, hvor den lave værdi refererer til skovlandbrug med mindre hegn og småbiotoper, som har lille arealmæssig udbredelse/ha og bevoksninger, der typisk har en ret lav tilvækstrate. Omvendt dækker de høje værdier over intensive plantninger med meget hurtigvoksende træarter i høj plantetæthed på bedre jorde, med stor arealdækning, som samlet har meget høj produktion af tørstof/ha/år. De mest intensive systemer giver dog kun lidt plads til fødevarer- og foderproduktion via omdriftsafgrøder.

Kay (2019) indikerer på baggrund af disse tal, at potentialet i skovlandbrug på Europæisk plan kan være stort, bl.a. via udsagnet at "kulstofbindingen i intensiv skovlandbrug etableret på 8.9% af Europæiske landbrugsarealer potentielt kan lagre mellem 1,4 og 43,4% af den totale drivhusgasudledning i Europæiske landbrug". I praksis vil kulstofbindingspotentialet i skovlandbrug ligge et sted mellem disse ekstremer, især relateret til at arealfordelingen mellem træer og omdriftsafgrøde må forventes at hælde mod et højere omdriftsafgrødeareal for at sikre en acceptabel overordnet økonomi.

Fokus her er på systemer, der har høj tørstofproduktion på det tilplantede træareal og gerne langt lagringspotentiale, og jo højere arealandel jo større kan potentialet for kulstofbinding og lagring være. Palma et al. (2007) og Reisner et al. (2007) estimerede kulstofbindingsrater på mellem 0,77 og 3 t C/ha/år for 'alley cropping' systemer, og Aertsens et al. (2013) foreslog en gennemsnitlig kulstofbinding på 2,75 t C/ha/år for skovlandbrug generelt.

I forhold til klimaeffekter med kulstofbinding kan der ses både på potentialet for direkte kulstofbinding via plantning af træer i skovlandbrugssystemer, men også på hvor lang tid kulstoffet er bundet før høst. Træer der kan producere høj kvalitetsved med højere priser til anvendelse i f.eks. bygnings- eller møbelindustri (eks. eg, bøg, fuglekirsebær, valnød, ægte kastanje) har en potentiel meget længere C lagringsperiode, dels via lang omdriftstid og dels via mulig substitutionsværdi for andre materialer i efterfølgende anvendelse, og kan derfor have interesse på trods af at tilvæksten for disse træarter normalt er lavere end for f.eks. pil og poppel. Formålet med skovlandbrugssystemer til kulstofbinding kan derfor enten være fokuseret på produktion af hurtigvoksende arter til biomasse/ bioenergi, eller til produktion af højværditræarter, eller kombinationer af disse 2 formål, således at der kan høstes biomasse løbende samtidig med en langsigtet opbygning af høj kvalitetsved (Morhart et al., 2014). Produktivitet i sådanne systemer er meget lidt undersøgt under danske forhold, men Ghaley og Porter (2014) har dog beskrevet et forsøg med stævningskoncept med pil, el og hassel i 10 m brede bæltter til bioenergi i omdriftsafgrøder ved KU i Tåstrup.

Uanset formålet afhænger optimering af kulstofbinding i træer (vedmasse i rod og top) primært af hastigheden af træernes vækst, oftest opgjøret som tons tørstof/ha og indholdet af kulstof i tørstoffet, heraf bindingspotentiale udtrykt i tons C/ha/år. For høj kvalitetsved er formning og beskæring af stammen desuden en central faktor som kan have betydning for tilvæksten og kvalitet af veddet. Forskellige træarter, har forskellige vækstrater og tilvækst/år ændrer sig over tid fra ung til ældre, og afhænger af en række forhold. For pil i bioenergiplantager giver en stævningsomdriftstid på omkring 2-5 år højeste tilvækst/ha/år (Larsen et al, 2015), mens poppel i bioenergiplantninger typisk først opnår sin højeste årlige tilvækst/ha efter 6-8 år,

og i skovbrugssystemer først efter 15-25 år, dvs. lange omdriftsintervaller øger produktionen (Jørgensen et al., 2019). For andre løvtræarter kan den højeste årlige tilvækst forekomme først efter 20 års alderen (Jørgensen et al., 2019, Jensen et al., 2022). Tilvækstmønstre i forhold til alder vurderes at kunne være anderledes i fritstående fuldt eksponerede fuldkronede træer sammenlignet med træer, der gror i sluttet bestand som i skov eller lavskov, men der mangler viden om vækst i åbne landbrugslandskaber. En første estimering af sådanne vækstpoterentialer af arter i det åbne skovlandbrugsland kunne potentielt komme fra undersøgelser i eksisterende læbælter (1-3-5 rækkede læhegn) enten i blandede hegn eller enkeltartshegn. Tilvækstpotentialet varierer mellem provenienser inden for arten (frøformerede), og mellem kloner, hvis arten kan vegetativt formeres (stiklinger). Lokalt tilpasset plantevalg bør altid anvendes.

5.1.1 Produktivitet i pil, poppel og andre løvtræarter (over jorden)

I Danmark er pile- og poppelplantager til bioenergi kendte afgrøder under lavskovsordningen, og tilvækst i disse kan give en indikation af hvilken tilvækst, der måske kan forventes i skovlandbrug med træer i kort rotation. Lavskovsordningen giver mulighed for dyrkning af en række andre løvtræarter, der tåler stævning, som potentielt også vil kunne dyrkes som en kortrotationsafgrøde som del af et skovlandbrug. Viden om produktivitet af disse andre lavskovsarter i 10 årig omdrift (eller i anden optimal omdriftstid) mangler i Danmark, men vurderes at være lavere end for pil og poppel. Tilsvarende mangler der viden om, hvordan produktiviteten er ved dyrkning af forskellige artsblandinger i sådanne systemer.

Kvalitativt er potentialet for kulstofbinding i denne skovlandbrugstype baseret på typiske produktivitsværdier (stående biomasse over jorden) i bioenergiplantninger af pil på 10-15 tons tørstof/ha (Morsing og Nielsen 1995; Nord-Larsen et al., 2015), for poppel i skov 10 - 13 tons tørstof/ha/år (Nielsen, 2016) og eksempel på udbytter i short rotation forestry fra bl.a. England for ægte kastanje 6,0 tons tørstof/ha/år, el 5 tons tørstof/ha/år, ask 7,4 tons/ha/år, birk 5,0 tons/ha/år, ær 7 tons/ha/år (McKay, 2011).

Kulstof opbygget i roden af træer varierer mellem arter og systemer, men udgør størrelsesmæssigt f.eks. i enkeltstående træer af valnød og fuglekirsebær omkring 20% af biomassen over jorden (Cardinael et al., 2017). I poppel er biomassen i roden fundet at kunne variere mellem 12 og 35 % af total træbiomassen i forskellige forsøg (Jha, 2018).

5.1.2 Fra lavskov til skovlandbrug

Potentialet for skovlandbrug med bioenergiarter kan forenklet ses som blot et reduceret bioenergiareal/total markareal, men antagelsen om samme produktivitet per areal i træer og i afgrøder per nettoareal når de samdyrkes skal dog vurderes forsigtig, da konkurrencesituationen over tid ændres og både højere afgrødeproduktivitet (f.eks. i læ på vindudsatte arealer) og lavere produktivitet i omdriftsafgrøden (konkurrence lys, vand, næringsstoffer, sygdomme fra træer) forekommer især tæt på træerne. Det højere afgrødeudbytte i læ af træer skal kunne kompensere for den mindre afgrødeproduktion på grund af det mistede træareal og det reducerede afgrødeudbytte tæt på træerne (se senere). Dette afhænger også af hvilken omdriftsafgrøde, der ses på, da afgrøder har forskellige følsomhed for både mulige fordele og konkurrence (Pardon et al., 2018; Pardon et al 2020; Mudiyanse 2021). Tilsvarende kan tilvækst i fritstående træer i et åbent landbrugslandskab både være lavere end i tætplantning (eks skov) på grund af større eksponering for vindslid, udtørring og evt. øget ukrudtstryk under enkeltstående træer, men også være højere på grund af muligt større kroner, højere lysindfald, samt evt. højere adgang til næringsstoffer, når de samdyrkes med mere intensivt gødgede landbrugsafgrøder. Lokale klima- og jordforhold og klimavariationer over tid og mellem år kan også påvirke det samlede tilvækstresultatet for trædelen.

5.1.3 Ændret kulstofindhold i jord

Dalgaard et al (2019) sammenfatter overordnet effekten af skovlandbrug på jordens kulstofindhold som følgende: 1) Der opbygges et højere kulstofindhold i jord end i traditionel planteavlproduktion i omdrift, mens der ikke er tydelig forskel til græsarealer. 2) Den samlede kulstofopbygning stiger med alderen af træbeplantningen. Kulstofopbygningen er højest tæt på trærækkerne, men kan for ældre træer give effekter i betydelig afstand. 3) Management, fx beskæring af træerne, har betydning for produktivitet af træ og afgrøder samt formentlig på kulstoflagring.

5.2 Undertype 1.1: Hurtigvoksende træarter i stævningskultur med høj C-bindingspotentiale:

Træplantning med kortere omdriftstid til anvendelse som bioenergi eller biomasse. Typisk med kortere C lagringshorisont før genudledning efter høst.

Skovlandbrug med integrering af bioenergiplantninger ind i omdriftsafgrødedyrkning vurderes at være skalerbar på store landbrugsarealer i Danmark og kunne få en væsentlig udbredelse såfremt økonomi i afsætning af biomassen vil gøre dyrkning rentabel. C bindingsbidraget kan derfor potentielt blive betydeligt. Pil og poppel kan etableres fra stiklinger direkte i marken og eksisterende større dyrkningsarealer med bioenergiplantninger af disse 2 arter kan potentielt bidrage med stiklingemateriale så hurtig areal øgning er muligt.

Skovlandbrug med dyrkning af kort rotations stævningsarter til bioenergi i rækker/bede omfatter i mange tilfælde dyrkning af én klon af en bioenergi afgrøde med én omdriftsafgrøde, som giver fordele i dyrkning og ved høst. I nogle tilfælde er stævningsarterne suppleret med en central række af træer, der ikke stævnes, men dyrkes i mange år til høst af ved med højere vedkvalitet og højere afsætningspris f.eks. til finéranvendelse (se undertype 1.2).

5.2.1 Beskrivelse af undertype 1.1. SL system med stævningsarter til kort omdrift

Skovlandbrug skal ses som ønsket om at integrere træerne i omdriftsafgrødearealet og ikke bare placere en parcel i den ene side af marken. Mens en 100% træblok i en side af marken kan etableres som et lavskovsareal (lavskovsordningen), bør skovlandbrugstræplantninger spredes på omdriftsafgrødearealet i et integreret design som også tilgodeser lævirkning og andre fordele. Dette kan f.eks. gøres praktisk ved at plante et antal bede med et antal piletrærækker enkeltvis eller dobbeltrækker (som til bioenergi) og med kort afstand mellem disse i hvert bed og med en afstand mellem bedene, der tilpasses maskinelle operationer på arealet. Ved 20% arealdækning kan der f.eks. etableres 4 bede af hver 5 m bredde igennem en mark og med 20 m mellem bedene, hvor der kan dyrkes omdriftsafgrøder. Pilen kan så høstes/stævnes maskinelt hvert 3-4 år, for at kunne sælge biomassen og hyppig høst gør samtidig, at skyggeeffekter fra plantningen maksimalt svarer til 3 årig trævækst. Længere omdriftstid vil give større træhøjde og kaste længere skygger ud på omdriftsafgrøden. Sidebeskæring på de yderste to træerækker i et bed vil sikre plads til maskinelle operationer, men betyder mindre side-beskæringsindsats og potentiel biomassetab end hvis der anvendes flere og smallere bede/rækker. Arealandelen til træer kan varieres og påvirker derved kul-

stoffbindingspotential. Stævningsarter i bede vil optage hele det areal de dyrkes på (normal fuld kroneareal) uden mulighed for dyrkning af afgrøder under, mens dyrkning af enkelttræer med høj og afgrænset krone kan tillade nogen afgrøde dyrkning under kronen (se undertype 1.2). For at det giver mening høstmæssigt og økonomisk bør arealandelen for disse stævningsarter op på et vist minimumsniveau og omvendt vil for høj træarealandel give plads til så lidt afgrødeareal at en rationel og økonomisk rentabel dyrkning og høst kan blive udfordret. Der mangler viden om hvordan den produktionsøkonomiske optimale fordeling er i relation til scenarier for produktion og pris for både trædel og afgrødedel. Antages omdriftsafgrøden for nuværende at give højest økonomisk afkast per areal, vil andelen med træbevoksning formodes at være på et lavt niveau, f.eks. fra 10-20% (se eks. Ghaley og Porter 2014), mens hvis udbytte og økonomisk afkast af afgrøden på f.eks. våde marker er lave mens træerne vokser godt, kan optimal andel af træbevoksning være højere. Endnu højere træandel vil udfordre dyrkningen af krævende mellemafgrøder, mens græsdyrkning vurderes lidt mindre følsom her. I områder med stærk vind kan en træandel, der sikrer et højere udbytte i læ af afgrøden være med til at bestemme både arealandel og optimal placering på marken. Placering af rækker eller bede i nord-sydretning vil typisk give størst lævirkning i Danmark, men også sikre et vist dagligt direkte lysindfald på arealer tæt på træerne og undgå langtidsskygge på f.eks. nordsiden af en plantning. På grund af forskellig følsomhed hos afgrøder for konkurrence fra træerne må det forventes, at disse systemer primært vil blive etableret sammen med robuste og tolerante omdriftsafgrøder, men også afgrøder der kvitterer for læ med højere udbytter.

Pil og poppel er to centrale arter for denne type produktion, da de er prismæssigt billige at etablere fra stiklinger, der sættes og nemt roder direkte i marken. Andre hurtigvoksende løvtræarter som tåler stævning er bl.a. arter på listen til lavkovsordningen, som kan være relevante til dette system og øge diversiteten og potentielt robustheden i disse systemer. Produktiviteten som stævningsart er typisk noget lavere i øvrige løvtræarter end hos pil og poppel, og formering i marken ved stiklinger er ikke muligt, hvorfor etableringsomkostningerne fra start er højere for disse arter. Alderen for opnåelse af maksimal årlig tilvækst vurderes for mange af disse arter, som for poppel, at være højere end hos pil, hvorfor optimale omdriftstider derfor også kan være længere. Øget konkurrence med afgrøderne ved højere træer og behov for andre høstmetoder påvirker omdriftsintervaller for disse arter og relative korte omdriftstider kan derfor være mere interessante. Der er ikke fundet undersøgelser som specifikt belyser økonomisk optimal omdriftstid som stævningskultur i skovlandbrug for disse øvrige arter.

5.2.2 Mulige synergier eller tradeoffs

Vælges der artsblandinger til disse stævningsarealer vil der opnås en højere grad af biodiversitet i plantningen, end hvis der anvendes enkeltkloner og enkelt arter. Dette vil støtte biodiversiteten generelt, men måske betyde lidt lavere udbytter end i rene topklonplantninger. Robustheden over for klimaekstremer, sygdomme og skadedyr kan potentielt være bedre i mere artsdiverse plantninger. Det kan desuden ikke udelukkes at artsblandinger kan udnytte de samlede ressourcer mere effektivt og i nogle tilfælde opnå højere udbytter end i en enkeltklonsplantning. Bioenergiplantninger kan optage bl.a. overskydende kvælstof og fosfor, og sikre lokal bedre infiltrationsegenskaber for vand ned i jorden. Etableres disse plantninger på en måde i skrånende landskaber, langs med konturlinjer, således at overflade afstrømning af vand med N og P reduceres og tilbageholdes lokalt, vil det bidrage til at reducere tab ud i vandmiljøet og reducere eutrofiering (Dalgaard et al 2020). Dette vil samtidig reducere jorderosion og reducere risiko for oversvømmelser ved ekstreme nedbørsmængder. En optimal placering i landskabet mod disse fordele er ikke nødvendigvis optimalt for rationel maskindrift i marker.

5.2.3 Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten.

Dyrkning af hurtigvoksende træer i kort omdrift til biomasse eller bioenergianvendelse er karakteriseret ved at træerne aldrig opnår meget høje og tætte kroner der skygger meget, og ved intervalhøst undergår permanent kraftig skygge på afgrødearealet over flere år. Muligheden for at tilrettelægge årlig rotation af omdriftsafgrøder sådan at de mest lyskrævende arter dyrkes i året lige efter nedskæring, mens de mest skyggetolerante afgrøder dyrkes i sidste år før stævning, vil kunne reducere negative effekter af skygge. Konkurrence på vand og næringsstoffer tæt på træerne vil kunne holdes delvis nede ved jordbearbejdning der ødelægger øverligt liggende træødder. Kompensation med let øget gødskningsniveau tættest på træerne vil potentielt kunne sikre et tilfredsstillende gødningsniveau for omdriftsafgrøden. Anvendes kvælstoffikserende træarter vurderes konkurrencen om N næringsstoffer at være mindre. Konkurrencen om vand især til forårets etablering og hurtige plantevækst betyder, at efterårssåede afgrøder (vinterhvede og vinterbyg) eller flerårige afgrøder (græs) klarer sig bedst tæt på træerne mens forårssåede vandkrævende afgrøder som kartoffel og majs vil udfordres af konkurrencen om vand (Pardon et al 2018). Konkurrenceeffekterne er størst helt tæt ved træerne og aftager med afstand fra træerækken. Afgrødeudbytter kan blive påvirket positivt af højere temperaturer og fugtighed samt mindre mekanisk stress fra vind i læ bag f.eks. læhegn (Kort 1988), og i nogle tilfælde kan dette øgede udbytte kompensere for, dels det manglende udbytte fra det areal træerne optager, dels det reducerede afgrødeudbytte, der normalt ses tættest på træerækken (Mudiyanselage 2021). I den amerikanske undersøgelse havde nogle lokaliteter positiv effekt af læ på afgrødens vækst og andre negative udbytteeffekter. Nord-syd læ gav bedste merudbyttevirkning. Varmeelskende afgrøder som majs og sojabønne gav henholdsvis 18% og 21 % højere udbytte i læ på arealer med positiv respons, mens hvede gav 13 % merudbytte i læ. Undersøgelsen viste at lidt over halvdelen af de undersøgte marker havde et højere afgrødeudbytte i læsiden bag læhegn end på marker uden læhegn, og i 57 % af disse positive lokaliteter var merudbyttet bag nordligt placerede læhegn stort nok til at kompensere for det tab af afgrødeproduktion som var forårsaget af dels træarealet og dels et reduceret udbytte tæt på hegnet (Mudiyanselage 2021). Dvs. afgrødeproduktionen på hele arealet var ikke reduceret på grund af plantning af læhegnene. Stoekeler (1962) anførte, at læbælter højest må beslaglægge 5% af det samlede jordstykke, for at det øgede udbytte i læ kan kompensere for tab af produktion forårsaget af plantning af læbælter (resultat givet med forbehold for relevans i dag). Smalle læhegn har derfor størst chance for at opnå denne effekt, hvilket ikke nødvendigvis opnås i undertype 1.1 med stævningsplantning i bredere bede. I undertype 1.2 med enkeltvoksende træer i rækker er sandsynligheden måske større for at opnå dette, men hæmmes dog af at lævirkningen fra enkeltstående træer vurderes at være mindre. På et givent areal, med defineret trævækst og afgrøde under givne betingelser, vil der derfor teoretisk forventes være et kompensationspunkt for hvor mange træer og hvordan der kan plantes (hvor stort areal) før fordelten ved læ bliver opvejet af negative effekter af det reducerede afgrødeareal og reducerede udbytte tæt ved træerne. Erfaringer med udbytteforøgelse ved brug af læhegn under danske forhold indikerer merudbytter i læ for korn på 9 % (Nielsen et al. 1998). Foereid et al (2002) fandt dog generelt lille afgrødeeffekt på byg i læ for pilebælter som energiplantning under danske forhold.

I nogle situationer (træplantning - areal og design - i kombination med afgrøde) vil den samlede produktivitet på arealet øges med plantning af træer. Den samlede produktivitet på et areal udtrykkes ofte som en land equivalent ratio (LER), der angiver hvor mange ha der skal til for træer og afgrøde hver for sig i ren dyrkning for at opnå en tilsvarende produktion, som der opnås ved samdyrkning på én ha. LER værdier over 1 angiver at udbyttet ved samdyrkning er større end hvis afgrøder og træer blev dyrket hver for sig, mens en LER på under 1 angiver at konkurrencen mellem træer og afgrøder samlet har givet mindre udbytte end ved dyrkning i ren afgrøde eller træer. Franske forsøg har vist LER værdier mellem 1-1,4 i alley cropping med f.eks. enkeltrækker af træer af poppel, valnød, fuglekirsebær, og eg plantet i omdriftsafgrøder (Graves

et al, 2007), men tilsvarende LER data er ikke fundet for danske forhold og ikke for stævningsdrift med pil og poppel i kort rotation

Der er meget lidt viden om hvad arealandelen og plantningsdesign af bioenergitræer betyder for LER generelt og specifikt for forskellige afgrøder. Kan man nå en situation, hvor man kan plante træer i et omfang og i et design, som bevarer den samlede afgrødeproduktivitet på hele arealet, vil det i forhold til produktivitet være 'gratis' at bruge arealet til træer, som så kan bidrage til øvrige økosystemtjenester i landskabet. Omkostning til plantning, pasning og høst af træer skal stadig dækkes af salg af produkter fra trædelen.

5.2.4 Vurdering af barrierer for udbredelse af undertype 1.1

Dyrkning af poppel og pil og andre arter til biomasse og bioenergi i et skovlandbrugssystem afhænger af en række af de samme forhold og barrierer som anført i Larsen et al (2015) for produktion i plantager under lavskovsordningen. For de øvrige løvtræarter er prisen for etablering højere end for pil og poppel, da man ikke kan formere med stiklinger direkte i marken. Samtidig er produktionsudbyttet af disse øvrige løvtræarter typisk lavere, da klonformering ikke endnu kan lade sig gøre og selektion af højtydende kloner derfor mangler i disse arter. Prisen på det høstede træprodukt og den samlede økonomi i skovlandbrugssystemet er centralt for om modellen vil finde udbredelse. Mangel på viden om præcise konsekvenser af træplantning (arealandel og design) på afgrøden og på den samlede arealproduktivitet samt usikkerhed på økonomi gør, at landmænd handler delvis i blinde for øjeblikket i forhold til etablering af denne type skovlandbrug. Et Europæisk survey af opfattede barrierer for etablering af skovlandbrug herunder som klimavirkemiddel peger netop på mangel på viden og anbefalinger samt beslutningsstøttesystemer og desuden manglende indsigt i økonomien, herunder mulig tilskudsregler (Golicz et al 2022). Den langsigtede investering udfordres også i forhold til stabilitet af afsætningspriser og omkostninger.

5.3 Undertype 1.2: Mellem til hurtigvoksende træarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid

Længere kulstof lagring fremkommer, dels ved længere tids dyrkning før høst potentielt op til 40-60 år, dels via at anvendelse af højkvalitetsved typisk binder kulstoffet i lang tid også i anvendelsen.

5.3.1 Beskrivelse af undertype 1.2. Karakterisering af egenskaber der optimerer effekten.

Et skovlandbrugssystem med plantning af enkelttræer på afstand, men i rækker i marker med afgrøder rettet mod produktion af højkvalitetsved og lang tids omdrift evt. kombineret med nøddeproduktion kaldes 'alley cropping' og vurderes at være en meget lovende form for skovlandbrug, da den kan tilpasses moderne mekaniseret landbrug og tillader dyrkning af afgrøder eller græs imellem rækker (Quinkenstein et al., 2009; Tsonkova et al., 2012, Pardon et al, 2020). Normalt opstammes/op-rises træerne til en kronedannelse i 4-6 m højde med ret stamme og uden sidegrene på stammen, som giver bedre salgspriser for knastfrit ved til finer, og som tillader dyrkning af afgrøder helt ind til stammen og tillader selv høje maskiner at køre tæt på træerækken. Arealet af omdriftsafgrøden der tages ud af dyrkning bliver derfor meget minimal, måske netto under 5 % (eks 5 enkelttrækker af træer med 20 m afstand mellem rækker og op til 100 træer/ha). Systemer med mellem 100 og 200 træer/ha vurderes interessante, de 200 træer/ha forudsætter kraftig kronebeskæring, evt. startes med 200 og reduceres senere til 100 træer/ha. Den længere omdriftstid,

nogle gange op til 40-60 år, afhænger af art og formål, og gør at træhøjden vil kaste lange skygger. Beskæring og udtynding af kronen for at sikre mindre direkte skygge kan i nogle tilfælde reducere skyggeeffekten på afgrøden. Den højsiddende krone giver tilsvarende en vandrende direkte skygge som har midlertidig karakter. Overfladiske træerødder kan beskæres maskinelt for at reducere konkurrence om vand og næring med afgrøden i de øverste jordlag. Der benyttes typisk arter som valnød, ægte kastanje, fuglekirsebær, eg, poppel i disse systemer, men også ær/løn, tarmvridrøn, storfrugtet røn og pære ses benyttet (Kay et al 2019). Disse andre løvtræer vokser dog normalt langsommere. Produktionsformålet er primært høst af ved med højere prissætning end til bioenergi, f.eks. ved og finér til møbelindustrien (valnød og kirsebær) eller kassetræ til emballage (poppel). I de yngre produktionsår kan der evt. supplerende høstes nødder i f.eks. valnød og ægte kastanje. For stor nøddesætning kan hæmme tilvæksten. Da høj kvalitet i formdannelsen hos træerne er afgørende for prissætning, stiller denne dyrkning større krav til løbende kritisk pasning.

En undertype af denne model er 'Alley coppice', som kombinerer dyrkning af en eller få centrale rækker med højkvalitetsvedtræer med lang omdriftstid med stævningsarter med kort omdriftstid (Morhart et al 2014). Herved opnås tidlig høst på noget af træarealet og dermed indtægter og stævningsarterne kan bidrage til formsikring af stammer på højkvalitetstræerne. Kombinationen kan også give bedre bundlæ end hos opstammede enkelttræer alene. Morhart et al (2014) forslår omdriftsafgrøden helt udeladt, men den kunne principielt godt inddrages i et miks, så stammetræer placeres centralt i bede med stævningsarter med omdriftsafgrøder mellem bede.

Potentialet for C binding i disse alley crop systemer varierer meget afhængig af træart, plantetæthed og alder, men værdier på op til 2.75 tons C/h/år for arter med høj vedkvalitet er set og endnu højere værdier for højstammede poppeltræer til store veddimensioner i græsning fra 2,78-6,35 tons C/ha/år (20-30 års omdrift, 400/150 træer/ha) (Kay et al., 2019). Potentialet for at binde kulstof i lang tid på arealet med dette system er derfor til stede.

5.3.2 Mulige synergier eller tradeoffs

Hvis dette undersystem drives meget intensivt med dyrkning af afgrøden helt ind til stammen og træer beskæres og opstammes til små, men højsiddende kroner og træer står med ret stor afstand i og mellem rækkerne, vil værdien af træerne i forhold til både biodiversitet og i forhold til evt. miljøeffekter være meget mindre end i systemer med mindre intensiv pasning og meget tættere plantning af flere arter og buske og et urørt udyrket jordareal i træerækken. Oftest plantes kun en art og måske kun en klon eller få kloner i disse systemer som gør værdien i forhold til biodiversitet endnu lavere. Det kan overvejes at plante blandinger i rækkerne eller i forskellige rækker, så nogle arter kan høstes/tages ud tidligere end andre, som vil sprede høsttid og indtægter over flere år end i enkeltartsplantninger. Større artsdiversitet vil også reducere risiko for store 'katastrofer' forårsaget af sygdomme og skadedyr som er artsspecifikke og kan dermed bidrage til risikospredning for en langtidskultur som denne. Kombination af denne type med husdyr på græsning skal gøres forsigtigt, da risikoen for skader påført træerne af husdyrene kan koste på kvaliteten og sikkerheden for produktion af højværdiveddet. Hvis kulstofbinding fra træer på græsningsarealer med kvæg kan bidrage til en reduktion af C balancen for kvægbrug, kan denne type være interessant at udvikle på.

5.3.3 Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten

Konkurrencen mellem træer og afgrøder kan være ret forskellig i dette system afhængig af om der anvendes træer med kraftig skygge eller træer med små blade og lysåbne kroner, og om træerne beskæres og stammes op løbende og rødder beskæres maskinelt løbende. Særlig opmærksomhed skal være på den allelopatiske effekt af stoffet juglone der afsøndres fra valnød til dyrkningsjorden under kronen, der kan

hæmme en række omdriftsafgrøder (Schardey 2021). Ved intensiv pasning af træerne dyrket på landbrugs­mæssig intensive arealer friholdt for ukrudt helt ind til stammen, vil konkurrencen forventes at være relativt begrænset i forhold til ikke passede træer og systemer med ukrudt/urtefodposer/bus­kads omkring stammen. Jævnfør ovenfor omtalte konkurrence aspekter omkring balancen mellem positive og negative effekt på afgrøder fra træerne (se undertype 1.1), kan nævnes at det areal, der udtages til trædyrking som ikke kan dyrkes med afgrøden, kan være meget lille. Kronearealet vil forventes at have en vis reducerende effekt på udbyttet meget tæt på træerne (Pardon et al., 2018). Ivezic et al (2021) fandt typisk relative afgrødeudbytter på mellem 50-80% i alley crop systemer sammenholdt med kontrol arealer uden træer og fandt ingen alley crop arealer hvor afgrøden gav et merudbytte i forhold til kontrolafgrøder. De viste også at afgrødeudbyttet typisk falder med stigende træ­­tæthed og træalder. Pardon et al (2020) fandt reduktion i udbytter i en række landbrugsafgrøder på fra ca. 5-15 % i afstande på fra 3-30 m fra valnøddetrækroner fra ældre træer. Mindst tab sås i vinterhvede og størst i sukkerroer.

Umiddelbart forventes træer spredt på hele arealet at give mindre lævirkning end egentlige læhegn, men hvis træ­højden bliver gennemsnitligt højere end i læhegn og landskabets 'ruhed' påvirkes mere positivt af de spredte træer end af læhegn, kan der potentielt være positive effekter, men nok ikke så høje som hos læhegn. Der kan potentielt også være en positiv effekt af at den vandrende lette skygge fra de små kroner i tørre somre med høj solindstråling og høje temperatur, kan give let skygge til afgrødens blade, så stomata ikke lukker pga. af stress midt på dagen og i stedet bevarer en høj fotosynteseeffektivitet, som øger produktiviteten. Konkurrenceforhold for denne undertype mangler at blive belyst især under danske forhold.

Det er ikke ualmindeligt at der tyndes i træerne, så antal træer/ha falder med øget alder, dels for at bevare et effektivt omdriftsafgrødeareal, dels for at give bedre plads til fortsat vækst i de resterende træer.

Den højere økonomiske værdi af veddet fra disse træer er meget interessant i forhold til værditilvækst over tid og sikkerhed for salg, og systemet skal ses som en langsigtet investering. Risiko for sygdomme og skadedyr i træer som kan ødelægge kvalitet af veddet skal inddrages, men er ikke kendt generelt som en væsentlig trussel i de nævnte systemer. Ringskøre i ægte kastanje er dog et eksempel på kritisk risikofaktor for langvarig dyrkning og også sygdomme som bakteriekræft i kirsebær kan være en risikofaktor.

Da tilvæksten af de relevante træarter varierer med boniteten af jorden og det lokale klima, vil det forventes at dette system måske vil være bedst tilpasset til bedre jorde og sværere at få succes med på sandede og tørre jorde og under høj vindbelastning i Vest- og Nordjylland.

5.3.4 Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen

Prisen på det høstede høj­kvalitetstræprodukt, de langsigtede etablerings-, pasnings- og høstomkostninger og den samlede økonomi i skovlandbrugssystemet over en langvarig omdrift er centralt for om modellen vil finde udbredelse. Mangel på viden om præcise konsekvenser af træplantning (arealandel og design) på afgrødens og den samlede arealproduktivitet og usikkerhed på økonomi gør det svært at forudsige om det er et økonomisk rentabelt system under danske forhold. Omkostninger til pasning af træer kan også være en barriere, og udvikling af rationelle billige metoder og løsninger vil kunne hjælpe på dette. Vurdering af og vejledning om optimalt artsvalg og forventet produktivitet på forskellige jorde og lokaliteter mangler og giver et usikkert beslutningsgrundlag for investering i dette system. Udvikling af højtydende kloner, retstammede med høj vedkvalitet af de mest interessante arter vil kunne gøre undersystemet mere interessant. Opstamning af træer til finerkvalitet er en kendt, men ikke ret udbredt teknik i skovbruget (Anders Tærø Nielsen, pers com).

I LBSTs online beskrevne skovlandbrugssystem (december 2022) er der kun nævnt løvtræsarter som mulige træarter i skovlandbrug, mens nåletræer ikke er omfattet. Årsagen til dette valg er ikke angivet. Træarter som forædlede sitka og hybridlærk med hurtig tilvækst, kunne potentielt dyrkes i rækker i landskabet som alley crops med beskæring og opstamning til ved, men omtales ikke videre her.

5.4 Undertype 1.3: Læhegn med blandede hurtigvoksende træarter og lang omdriftstid

5.4.1 Beskrivelse af undertype 1.3. Karakterisering af egenskaber, der optimerer effekten

Læhegnplantning i Danmark er en kendt teknologi og med relativt kendte effekter på vind og jorderosion. Effekter i forhold til kulstofbinding og lagring er derimod relativt lidt belyst. Læhegn kan blive meget gamle og kan stadig være funktionelle hvis de vedligeholdes, og har derfor oftest en meget lang omdriftstid, hvilket tilsiger at kulstof bundet i biomasse og jord i læhegn har en lang lagringsperiode. Som i skov kan man tale om en tilvækstfase for biomassen som på sigt går over i et mere stabilt modent niveau for stående biomasse. For buske kan et modent stadie måske opnås ved 20-årsalderen, mens træer kan være 50 år eller mere om at opnå modenhed og stabil biomasse (Drexler et al 2021). Beskæring/nedskæring af læhegn kan sikre at tilvæksten fortsat er væsentligt og stagnation i C binding undgås, men betyder kortere lagringstid af den høstede eksporterede biomasse. Tilvæksten kan dog fortsætte i mange år såfremt der indgår store træer som får lov at vokse uden kraftig beskæring. Drexler et al. (2021) undersøgte i en meta-analyse af 64 læhegn kulstofbindingen i læhegn og fandt at C bindingen var mellem 2,1 og 5,2 tons C/ha/år i læhegnarealet. SOC var op til 32 % højere under læhegn end i kontrol omdriftsafsgrøder, mens der ikke var øget SOC i læhegn sammenlignet med græsarealer. 84 % af bundet kulstof var i træbiomassen mens 16 % var i jordens SOC-pulje. Jo ældre læhegnet er jo større er SOC opbygningen (Biffi et al., 2022). Mens der foreligger mange målinger af biomassen i toppen af læhegn er der ganske få undersøgelser af biomasse i rødderne af træerne i læhegn. Kulstofbindingen varierer med hvilke træarter, der plantes, plantetæthed, pasning og alder/højde af træer. Drexler et al (2021) fandt gennemsnitlig stående kulstof på 92 tons C/ha i læhegn, men da læhegnene varierer meget fandtes også læhegn med meget mindre C eller meget mere stående kulstof, op til 182 tons C/ha. i læhegnarealet, svarende til skov. Med valg af planteart/sort, plantetæthed, design og pasning der rettes mod hurtig og høj vedvarende tilvækst vil læhegn kunne give et væsentligt bidrag til kulstoflagring, omfanget er afhængigt af hvor stort areal med læhegn der etableres i omdriftsarealet eller græsarealet. Når læhegn fjernes helt/ryddes tabes den opbyggede pulje af kulstof i jorden på arealet med tidligere læhegn dog igen over nogle år, så bevaring af eksisterende læhegn vurderes at have stor betydning (Van Den Berge et al 2021). Der er ikke fundet undersøgelser af kulstofbinding og lagring i danske læhegn.

5.4.2 Mulige synergier eller tradeoffs

Plantning af læhegn i Danmark har primært været baseret på løvtræer og buske i de seneste mange år og ikke stedsegrønne arter, og tendensen har været at gå fra 1-rækkede hegn til flerrækkede hegn, hvor diversiteten af arter er øget fra få arter til mange arter med forskellige funktioner i læhegnet. I midterrækken placeres højt voksende træarter, der omkring småtræer og høje buske og i yderste rækker mindre buske

som danner fodpose og giver bundlæ. Disse hegn giver derfor god effekt på biodiversitet. (se SL type 2). Planter en stor andel buske og småtræer kan kulstofbindingen i biomassen potentiel blive væsentlig mindre end ved anvendelse af primært kraftigvoksende træarter. Viden om disse balancer er dog sparsomt eller ikke belyst. Kulstof lagring i læhegn i og omkring græsningsarealer til især kvæg kunne bidrage til at kompensere delvis for den høje drivhusgasbelastning der er for kvæg.

5.4.3 Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten

Principielle overvejelser omkring konkurrence med afgrøder og mulige effekter på produktivitet er nævnt under undertype 1.1. Der tabes afgrødeproduktion på det areal der plantes træer på, og der tabes også noget produktion tæt på læhegnet, jo større og tættere trækroner, jo mere skygge kastes der og arealet der påvirkes negativt øges derfor. Skyggen påvirkes af træartens skyggeegenskaber, tætheden af hegn og om der benyttes enkeltrækkede hegn med høj 'hulprocent' eller flerrækkede hegn. Især i vindudsatte områder kan der også være et merudbytte af nogle afgrøder i læsiden af læhegn. Samlet vurderes at der oftest vil være et tab af afgrødeproduktivitet, men i nogle tilfælde især med smalle hegn kan dette tab være ret lille, nul eller endda have en positiv effekt (Mudiyanselage, 2021). Der vurderes at være væsentlige praktiske erfaringer med konkurrencen med afgrøder tæt på læhegn i Danmark, så landmænd vil have en del erfaringer at læne sig op ad ved valg af læhegn.

5.4.4 Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen

Ny plantning af læhegn vurderes at være reduceret i de seneste år primært koblet til at tilskud til læplantning har været ustabil eller manglende. Desuden har strukturudvikling og tilskudsregler til jordbruget (tidligere ikke til læhegnsareal) bevirket at mange læhegn er ryddet til fordel for bedre arrondering af marker og for at maximere arealer med grundtilskud. Den nye bruttoordning eller plantning af læhegn som et element i skovlandbrug kan potentielt øge interessen igen for at nyplante eller bevare læhegn. Om læhegn etableres under bruttoordning eller under fremtidig skovlandbrug vil afgøres af bl.a. tilskudsstørrelser og regulatoriske restriktioner/begrænsninger, herunder fleksibilitet i design, omfang og for ændringer i plantninger over tid.

5.5 Hovedtype 2. Skovlandbrug med fokus på at fremme biodiversitet

5.5.1 Indledning

Der er næppe etableret skovlandbrug med det hovedformål at opnå højere biodiversitet. Dette skyldes naturligvis, at det primære formål med skovlandbrug er produktion af afgrøder lige som det gælder i andre landbrugssystemer, og produktion af ved i form af biomasse og/eller tømmer. Biodiversiteten er en sideeffekt af skovlandbrug, som kan optimeres ved at integrere og etablere natur i dyrkningsarealet. Et begreb der er kendt som "land sharing". Integration af naturindhold i skovlandbrug gøres ved vælge nogle måder at dyrke på i form af artsvalg og dyrkningsmetoder, som giver plads til en forøget biodiversitet. Det kan også gøres ved at afsætte plads til natur i form af etablering af småbiotoper. De erfaringer der findes, kommer dels fra andre systemer som kan indgå i skovlandbrugssystemer, dels fra skovlandbrugssystemer. Derfor er dette afsnit skrevet på baggrund af kendskab til biodiversiteten i forskellige typer af konventionel, økologisk og pløjefri dyrkning og hegn i agerlandet, samt naturligvis erfaringer fra forskellige typer af skovlandbrug.

5.5.2 Biodiversitet

Biodiversitet kan måles ved forskellige indices. Den simpleste biodiversitets indikator er artsrigdom, som helt simpelt tæller antallet af arter i et defineret område, hvorved et system med fx 1000 individer og ca. lige stor abundans (forekomst) af hver art scorer samme artsrigdom/biodiversitet, som et system med de samme arter og antal individer, hvor det er en enkelt af arterne der udgør 90 af individerne.

Andre indikatorer bruger forskellige formler som tager hensyn til hvor stor en andel den enkelte art udgør af det totale artssamfund. Shannon-Wieners biodiversitetsindeks er måske det man oftest støder på.

Shannon-Wiener indekset beregnes ved formlen: $H = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$ hvor:

\sum – er sumtegnet der betyder at formlen $p_i \cdot \ln(p_i)$ beregnes og summeres for alle de arter der er fundet

p_i – angiver andelen af det totale artssamfund der udgøres af art i

\ln – er den naturlige logaritme

Der findes andre biodiversitets indices, fx Simpsons diversitets-indeks.

Biodiversiteten på et givet sted kan altså oplyses som et simpelt tal. Spørgsmålet er om det er en god idé og om tallet bør bruges til at afgøre i hvilken grad et bestemt virkemiddel er mere eller mindre positivt for biodiversiteten end et andet. Problemet er at et sådant simpelt tal ikke tager hensyn til hvilke arter eller artsgrupper der udgør biodiversiteten. Derved mister man med brugen af det simple tal en masse information om hvordan virkemidlet påvirker specifikke arter og artsgrupper.

En anden udfordring ved at anvende et samlet mål for biodiversitet, er at man aldrig har kendskab til alle de arter der er i systemet. For nogle grupper kan man komme tæt på ved forskellige former for undersøgelser. Fuglene kan opgøres ved optællinger, hvor fuglene opgøres langs et forhåndsdefineret spor. Når man gennemfører sådanne optællinger i forskellige systemer, kan diversiteten af fuglene sammenlignes på tværs af systemer. Tilsvarende opgørelser kan gennemføres for andre grupper med let genkendelige arter, fx dagsommerfugle. For planter kan arterne tælles på prøveflader eller opgøres langs transekter. Ved brug af forskellige typer af fælder eller andre indsamlingsmetoder kan man samle et udpluk af de insekter der forekommer på et sted, og derved estimere deres diversitet – enten som artsrigdom eller som et diversitetsindeks. Ved insekterne optræder der det problem, at man kun får samlet en delmængde af de arter der forekommer. Yderligere er mange af dem vanskelige at bestemme. For nogle grupper er der meget få eksperter der er i stand til at bestemme dem til art.

De forskellige indsamlings- og opgørelsesmetoder har forskellig effektivitet. Endvidere er det spørgsmålet hvor meningsfuldt det er af at blande forskellige artsgrupper i det samme indeks. Ved beregning af et biodiversitetsindeks som tager hensyn til forekomsten af den enkelte arts andel af det totale artssamfund vil beregningen blive kraftigt påvirket af at nogle artsgrupper har et meget højt individantal. For at tage et ekstremt eksempel kan antallet af mikroorganismer i de fleste systemer der indeholder jord eller vand være milliarder gange højere end antallet af pattedyr. Blandt andet af denne årsag er det ikke hensynsmæssigt at blande forskellige artsgrupper sammen. Hverken ved at angive den totale artsrigdom eller ved hjælp af et beregnet indeks som tager hensyn til hver enkelt arts andel af det totale artssamfund.

Aktuelt er det ikke relevant at forsøge at beregne et indeks der inkluderer den fulde biodiversitet, fordi kendskabet til artsrigdommen og de enkelte arts andel af det totale artssamfund er ukendt for flere af arterne og artsgrupperne.

5.5.3 Potentialiet for biodiversitet

Både fysiske, kemiske og biologiske forhold bestemmer potentialiet for et givent levesteds biodiversitet. Blandt de fysiske forhold er klima, vejr, topografi, jordbundsstruktur, hydrologi og dyrkningsform vigtige. De kemiske omfatter jordbundskemien og kemisk påvirkning fra gødning og pesticider. Blandt de biologiske er afgrødediversitet, træartsvalg og nærhed til småbiotoper vigtige faktorer. Derudover er der en række tiltag der er rettet mod at give mulighed for at øge biodiversiteten som det vil føre for vidt at komme ind på i nærværende notat. Der er en beskrivelse af disse tiltag i rapporten: " Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugs- og skovrejsningsarealer" (Dalgaard et al. 2020, s. 25-86).

I skovlandbrug er der en række dyrkningsmæssige tiltag eller virkemidler som har indflydelse på biodiversiteten i skovlandbrugssystemet. Nogle af disse er specifikke for skovlandbrugssystemet, andre er mere generelle.

De generelle tiltag omfatter

- Jordbearbejdning
- Gødsning
- Pesticidanvendelse

De specifikke for skovlandbrug omfatter

- Træartsvalg og -diversitet
- Mængde og tæthed af træer
- Kontinuitet

De generelle og specifikke tiltag skaber sammen med de naturgivne fysisk-kemiske forhold rammerne for den biodiversitet skovlandbrugssystemet kan understøtte med ressourcer i form af habitat, føde, redesteder og sikkerhed.

5.6 Undertype 2.1: Skovlandbrugssystem med flerrækkede hegn i planteavl og undertype 2.2: Skovlandbrug system med husdyr.

5.6.1 Karakterisering af egenskaber der optimerer effekten

Floristisk diversitet er positivt for diversiteten af insekter, heriblandt bier og andre bestøvere (Nicholls & Altieri 2013) og også for naturlige fjender, hvilket medfører færre problemer med skadedyr (Staton et al. 2021). Derfor er det vigtigt at have blomstrende planter i skovlandbrugsøkosystemer. Dette kan både være tokimbladede urter der vokser under trædelen (fodposen) og blomstrende træer og buske der indgår i den træagtige beplantning. Slåning af fodposen reducerer de nyttige effekter af de naturlige fjender (Staton et al 2022). Nogle bestøvere, som humlebier, har brug for en lang sæson med blomster, og derfor er det vigtigt

at blomstringssæsonen indgår i planlægningen, når der vælges arter, der skal indgå i skovdelen af økosystemet (Strandberg et al 2021a).

Formålet med pesticider er at eliminere effekter af skadedyr på afgrøder, men de medfører også en række utilsigtede effekter på uskadelige dyr og nyttige dyr (Hedemand og Strandberg 2009). De utilsigtede effekter finder sted på marken, hvor eksempelvis bestøvende insekter kan blive påvirket, men de sker også, når vinden blæser pesticiderne væk fra markerne og ud i markomgivelserne. Selv en afdrift på 5% af den dosis herbicider, der bruges på marken, til omgivelserne kan påvirke både blomstermængde og blomstringstidspunkt både i fodposen (Carpenter et al. 2020; Strandberg et al. 2021b) og i hegnet (Kjær et al. 2006). Sprøjtefri randzoner reducerer afdriften af pesticider til hegn og dermed også påvirkningen af hegn (Kjær et al 2014) og giver også en øget biodiversitet både i markkanten og i fodposen (Strandberg et al 2013; Strandberg et al. 2015). Insekticider kan direkte reducere mængde og diversitet af nytte dyr som bestøvere, rovinsekter og andre nytte dyr (Serrão et al. 2022). Ved at vælge et økologisk skovlandbrugssystem kan man undgå pesticiders negative påvirkning af nytte dyrene i skovlandbrugsøkosystemet.

Jordbearbejdning påvirker diversiteten af arthropoder i jorden og på jordoverfladen negativt. Dette medfører at biodiversiteten for denne gruppe falder med stigende grad af jordbearbejdning (Munkholm et al. 2020). Både diversitet og antal falder. Dette gør at der i pløjede systemer er færre nytte dyr som edderkopper, løbebiller og snyltehvepse, der alle er med til at begrænse mængden af skadedyr (Munkholm et al. 2020). En nedgang i mængden af dyr på markoverfladen og i jordbunden har afsmittende virkning på mængden af føde der er til rådighed for insektædende fugle og pattedyr (Munkholm et al 2020). Den reducerede jordbearbejdning gør desuden at en større andel af ukrudtsfrø findes på jordoverfladen, hvor de er til rådighed for frøædende fugle, leddyr og gnavere, som der findes flere af i pløjefri dyrkningssystemer (Munkholm et al. 2020).

Planters kolonisering af nye habitater, som nyetablerede skovlandbrugssystemer er, kræver tid. Dette skyldes at arterne både skal have tid og mulighed til at sprede sig til- og til at etablere sig i det nye habitat. Både skovarter og korridorspecialister vil have mulighed for at etablere sig i trædelen af skovlandbrug (Lohmus et al. 2014). Korridorspecialisterne er plantearter der bedre trives med forholdene i et forholdsvist lysåbent habitat som træerne i skovlandbrugssystemer ofte vil udgøre. Selv om man skaber et skovlandbrugssystem der giver et godt grundlag for at understøtte en betydelig højere biodiversitet end andre landbrugsøkosystemer, så indfinder det samlede biodiversitetspotentiale sig altså langsomt. For at opnå en høj biodiversitet er der derfor vigtigt at trædelen er langlivet, og ikke renafdrives. Derfor er hjemmehørende relativt langsomt voksende træarter som eg, bøg og fuglekirsebær, der giver værdifuldt tømmer, gode for biodiversiteten. Ikke alene skal de stå på det samme sted i mange år før de har værdi som tømmer, de har også betydning som ressourcer for en lang række af insekter, fugle og pattedyr. Ved økologisk dyrkning opnås der ligeledes over tid nogle biodiversitetsmæssige gevinster. Sammenligning af økologiske og konventionelle planteavlbedrifter viste således, at biodiversiteten stiger med tiden efter omlægning (Strandberg et al. 2015). Biodiversitet kræver tid og plads.

Valget af træart er vigtigt for hvilken biodiversitet et område potentielt kan rumme. Dette skyldes at de forskellige træarter bl.a. har forskellige arter af svampe og insekter tilknyttet (Bruun et al 2022; Kennedy & Southwood 1984). Dette kan både være generalister og specialister, men antallet varierer fra træart til træart (Kennedy & Southwood 1984). Det er fundet at træarter med ectomykorrhiza som fx eg, bøg og lind m.fl. danner basis for flere arter af svampe og leddyr end træarter uden ectomykorrhiza (Bruun et al. 2022). For at opnå den størst mulige effekt af valget af træart er det væsentligt at træerne står i mange år og at den tilknyttede biodiversitet ikke påvirkes af fungicider og insekticider. Hjemmehørende arter som eg og bøg er

blandt de vigtigste arter for biodiversitet, men også bærbærende arter har stor betydning, da deres blomster udgør en ressource for bestøvere og deres frugter bl.a. er vigtige for fugle (Snow & Snow 1988). Påvirkning med herbicider kan ligeledes påvirke træerne som ressource for andre organismer (Kjær et al 2004). Dette skyldes at herbiciderne ved afdrift kan påvirke mængden af blomster og bær, som er tilgængelige for insekter og fugle (Kjær et al. 2004; Kjær et al. 2006). For fugle er det yderligere vist at diversiteten af fugle tilknyttet træer og buske stiger med forøgelsen af arealet med buske og træer i landbrugsøkosystemer (Wilson et al 2017). Til gengæld er det også påvist at egentlige agerlandsfugle som trives med store arealer uden træer går tilbage med øget andel af træer i dyrkningssystemet (Wejdling 2017). Endvidere har plantning af hegn større effekt i simple landskaber, end i landskaber med en kompleks struktur med forekomst af småbiotoper (Wejdling 2017). Dette skyldes formentlig at rigeligt med småbiotoper gør at der er mange fugle i forvejen.

Mængden af træer er også af betydning, da en øget mængde sandsynligvis vil gøre systemet mere attraktivt for den del af biodiversiteten der er skov og korridor tilknyttet (Lohmus et al. 2014). I skovlandbrugssystemer med planteavl vil trædelen oftest være etableret i form af rækker, der kan have forskellig afstand betinget af afgrødedelens behov. Hvis rækkerne er tætte fx med 24 m imellem rækkerne er der ringe mulighed for i konventionelle systemer at anvende sprøjtefri randzoner. Af biodiversitetsmæssige hensyn er det derfor en fordel at systemer med kort afstand i mellem træerækkerne bliver dyrket uden sprøjtemiddel anvendelse. Det kan typisk være økologisk dyrkning.

Kontinuitet er væsentligt for hvilken biodiversitet der kan indfinde sig i dyrkningssystemet. Det gælder både på markfladen og i skovdelen. På markfladen vil uforstyrret jordbund danne basis for en rigere flora og fauna, som med tiden tilpasser sig det uforstyrrede system. Dette skyldes at jordbearbejdning, særligt pløjning, har stor betydning for hvilken fauna der kan være i jorden og på markfladen. Det gælder artsrigdommen såvel som individantallet. Derfor er metoder der medvirker til at reducere jordbearbejdningen vigtige for skovlandbrugsøkosystemets kontinuitet og dermed for den biodiversitet et skovlandbrugssystem kan understøtte. I skovdelen har kontinuitet i tid ligeledes stor betydning for biodiversiteten. Ved at anvende træer der bliver gamle sikrer man at den biodiversitet der er tilknyttet disse træer får tid til at indfinde sig fra omgivelserne. Hurtigt voksende træer som poppel, birk og rødæl kan iblandes for hurtigere at opnå en størrelse på træerne som understøtter den del af biodiversiteten der har gavn af større træer (Heilmann-Clausen 2020). Ud over kontinuitet i rum er det også vigtigt at der er kontinuitet over tid, forstået således at der hele tiden er træer af forskellig alder i systemets skovdel. Derfor er anvendelse af renafdrift til skade for den biodiversitet skovlandbrugssystemet kan understøtte, idet en nulstilling af trædelen også er en nulstilling af biodiversiteten i systemets skovdel.

Et skovlandbrugssystem med husdyr vil naturligt have en begrænset jordbearbejdning, selv om den kan være betydelig med svin på friland og dermed er der basis for en højere biodiversitet end i et system med planteafgrøder og jordbearbejdning. Selv i et konventionelt husdyrsystem vil pesticidanvendelse være begrænset.

På baggrund af ovenstående vil et skovlandbrugssystem der bedst muligt understøtter biodiversitet være karakteriseret af at være økologisk eller alternativt pløjefrit og her bedst i den form der hedder conservation agriculture (CA) som sprøjtefri. Det økologiske skovlandbrugssystem udmærker sig ved ikke at anvende sprøjtemidler, hvilket gør at det indeholder en højere biodiversitet end et tilsvarende konventionelt system. Det er fundet at der som gennemsnit er 30% flere vilde plante- og dyrearter i marken og de marknære biotoper i økologiske dyrkningssystemer (Strandberg et al. 2015). Hvis der anvendes sprøjtemidler på dyrkningsfladen vil en biodiversitetsgevinst kunne opnås ved at have sprøjtefri randzoner i kanten af markerne.

Herved opnås en forøget biodiversitet, samtidig med at afdrift af sprøjtemiddel fra markanvendelse vil have en reduceret effekt på træerne i skovdelen. Dette har både betydning for træernes vækst, frugtsætning og den biodiversitet skovdelen kan understøtte.

Valget af træarter der plantes i skovdelen har væsentlig betydning for biodiversiteten. Ved at vælge træarter der har interaktion med mange andre arter øges biodiversiteten i systemet. Et højere antal arter af træer giver mulighed for at trædelen skaber ressourcer for biodiversitet over en stor del af sæsonen. Ressourcer som fordeles over sæsonen kan være blomster der understøtter bestøverfaunaen og frugter der understøtter frugtædende pattedyr, fugle og leddyr. Samtidig betyder en øget mængde af leddyr at der bliver ressourcer for dem som lever af disse – det gælder grupper som parasitoider, rovinsekter, fugle og pattedyr. Heriblandt er arter der også fungerer som nyttedyr fx som arter der kan indgå i en biologisk bekæmpelse af skadedyr

5.7 Beskrivelse af SL-systemerne.

I det følgende beskrives der hvordan der kan tages biodiversitetshensyn i hhv. et husdyrsystem og et planteavlssystem.

Undertyper: Skovlandbrugssystemer kan være økologiske eller konventionelle, og i begge systemer kan man anvende forskellige grader af jordbearbejdning. I planteavlssystemerne kan sædskiftet variere. Husdyrsystemer kan være baseret på forskellige arter af husdyr. Undertyperne er ikke yderligere behandlet.

5.7.1 Undertype 2.1. Eksempel på skovlandbrugssystem med planteavl der optimerer biodiversitet

Det vil være en fordel for biodiversiteten hvis der plantes flere forskellige arter af træer og buske i flerrækkede hegn. Det kunne f.eks. være 5 eller flere arter. Dette giver mulighed for at tilgodese en høj biodiversitet. Træarterne må gerne have en klumpet fordeling i hegnet. Det vil ligeledes være fordelagtigt for biodiversiteten at de arter der indgår har interaktioner med et højt antal andre arter af dyr og svampe. Arter med blomster, frugter eller nødder har fordele for biodiversiteten. Arter der blomstrer på forskellige tidspunkter over sæsonen giver ressourcer for bestøverfaunaen over en længere periode. Det vil være en fordel for biodiversiteten hvis trædelen drives ved plukhugst, således at trædelen eksisterer kontinuert i tid og rum. Det vil styrke biodiversiteten hvis der i en del af dyrkningssystemet skabes småbiotoper, fx lysninger der er omkranset af træer, se (Dalgaard et al 2020) for flere muligheder for at integrere småbiotoper i landbrug. Småbiotoper kan fx placeres i områder med jord af ringe bonitet. Hvis floraen i trædelens fodpose ikke bliver sprøjtet, slået eller jordbehandlet vil denne være en ressource for en lang række af arter. En fodpose der ikke bliver sprøjtet, slået eller græsset er fx vigtig for diversiteten af sommerfugle og bestøvere (Varah et al 2013).

Det vil være en fordel hvis marken ikke sprøjtes eller jordbehandles. Sekundært kan der udlægges bufferzoner mod skovdelen som reducerer påvirkningen med pesticider fra vindafdrift. Økologisk dyrkning vil sikre trædelen og fodposen mod pesticidpåvirkning. Conservation agriculture vil sikre markfladen mod pløjning, hvilket giver en markant forøgelse af leddyrmængden. Dette vil være en fordel for biodiversiteten af leddyr og de arter der lever af leddyr, fx fugle. Det vil også give mulighed for en øget bestand af nyttedyr. På den anden side anvendes der typisk en større mængde herbicider i CA som påvirker vilde planter i og omkring marken.

5.7.2 Undertype 2.2. Eksempel på skovlandbrugssystem med husdyr der optimerer biodiversitet

Husdyrhold i skovlandbrug kræver ingen eller begrænset anvendelse af pesticider og heller ikke årlig jordbehandling. Dette giver en kontinuitet på markerne som er vanskeligere at opnå i et system hvor der dyrkes afgrøder. For biodiversiteten er der derfor gevinster ved husdyr frem for planteavl. Tætheden af dyr kan dog blive så høj at det får negative konsekvenser, da husdyr ved for høj tæthed påvirker biodiversiteten negativt. Skovdelen kan også nemmere varieres, da der ikke er det samme behov for at kunne færdes med store maskiner. Dette gør at skovdelen lettere kan organiseres, så der fremkommer folde med trægrupper og læ fra flere sider. Lige som i planteavlsdelen vil diversitet af træer fremme den medfølgende diversitet af insekter og fugle mm. Driften af træerne vil gavne den tilknyttede biodiversitet ved plukhugst og indslag af træer der får lov at blive gamle og også til at blive stående eller liggende efter at de er døde. Stående og liggende dødt ved er af stor betydning for svampe og insekter der er tilknyttet dette substrat. Hulrugende fugle vil ligeledes kunne anvende stående døde træer.

Floraen vil blive påvirket af græsningen, hvilket kan være godt fordi det giver plads til konkurrencesvage plantearter. Hvis husdyrtætheden bliver så høj, at det går ud over mængden af blomster begrænses ressourcerne for vilde bier og andre insekter der har blomsterne som ressource. Det er således fundet at diversiteten af bestøvere er lavere i et husdyrsystem end i et planteavlssystem, og årsagen angives at være at fodposen græsses i husdyrsystemet (Varah et al 2013). Ydermere var diversiteten af bestøvere i husdyrsystemet ikke signifikant forskellig fra diversiteten i det konventionelle system (Varah et al. 2013). Bestøversamfundene kan tilgodeses ved at etablere småbiotoper til biodiversitet, og også ved at indføre et rotationsprincip hvor delområder og dele af fodposen på skift friholdes fra græsning.

5.7.3 Mulige synergier eller tradeoffs

Ved at undlade slåning af vegetationen under træerne er det påvist at biodiversitet i form af nyttedyr som øger den biologiske bekæmpelse kan medvirke til en øget indtjening i skovlandbrugsøkosystemer (Staton et al. 2021). Den upåvirkede flora i fodposen vil samtidig virke tiltrækkende på bestøvere (Varah et al 2013). Hvor der dyrkes afgrøder som er afhængige af bestøvning kan dette medvirke til en forøget produktion. I et skovlandbrugssystem der kombinerede æbler og planteavl var der højere frøsetning på æbletræer i skovlandbrugssystemet end i æbler dyrket i æbleplantage (Staton et al. 2022). Der er muligheder for at øge værdien af floraen for bestøvere ved at så frøblandinger der giver nektar og pollen til bestøverne hen over sæsonen (Strandberg et al. 2021a). Det er sandsynligt at tiltag der prioriterer systemernes biodiversitet også vil have positive miljøvirkninger fx i form af mindsket overfladeafstrømning og mindsket pesticidpåvirkning af omgivelserne.

5.7.4 Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten

Man må forvente en reduceret produktivitet, som afhænger af i hvilken grad der investeres i biodiversitets tiltag. Trædelen vil både være mere besværlig at drive med flere arter og anvendelse af plukhugst frem for renafdrift af energipoppel eller anden monokultur. Økologisk produktion fremmer biodiversiteten, men medfører typisk mindre produktion pr arealenhed. Til gengæld er der højere priser for produkterne. Se også under SL-type 1.3. Læhegn.

5.7.5 Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstyper der tilgodeser biodiversitet

Manglende viden om biodiversitet og hvordan man kan tilgodese biodiversitet på sine arealer.

- Manglende viden om hvordan biodiversitetstiltag ved fremme af nyttedyr kan hjælpe med biologisk bekæmpelse
- Manglende mulighed for kompensation for-, eller støtte til biodiversitetstiltag
- Ingen dokumentation for effekter af biodiversitetsfremmende drift
- Risiko for reduceret indtjening.

5.8 Hovedtype 3. Skovlandbrug med fokus på samproduktion med husdyr (miljø, dyrevelfærd og foderforsyning)

I Danmark blev de første forsøg med grise i samproduktion med træer gennemført i 2009, hvor udegående slagtegrise havde adgang til en bevoksning med bl.a. græs og piletræer (Horsted et al., 2012). Formålet var at afdække muligheder for at kombinere produktion af udegående grise med energiafgrøder med særlig henblik på at reducere den veldokumenterede udfordring med næringsstofftab fra folde med udegående grise (Jørgensen et al., 2018). Efterfølgende (fra 2011 og frem) etablerede flere økologiske stor-skala griseproducenter pil og især poppeltræer på græsmarker med udegåede søer. Hovedincitamentet var forbedret dyresundhed og -velfærd, men træerne blev også etableret med en forventning om øget biodiversitet og af hensyn til landskabsæstetikken (García De Jalon et al., 2018). Systemerne er detaljeret beskrevet i bl.a. Kongsted et al. (2018) og Jakobsen (2018). De senere år er der ligeledes opstået en interesse for at etablere træer på græsningsarealer til kvæg. Incitamentet er også her forbedret dyrevelfærd, men ligeledes forbedret biodiversitet og kulstofbinding. For fjerkræproduktion er der allerede specifikke anbefalinger omkring vegetationen (herunder træer/buske) på udearealer i den økologiske produktion (Økologivejledning, 2022). Det primære formål er at sikre fuglene ly samt skjul og dermed motivere dem til at bruge hele udearealet og dermed reducere problemerne med høj koncentration af gødningsafsætning tæt på husene.

På tværs af dyrekategorier er der således en forventning om, at plantning af træer på udearealerne har en gavnlig effekt på dyrenes velfærd og systemernes generelle bæredygtighed, men de specifikke udfordringer som træer (skovlandbrug) forventes at kunne bidrage til at imødegå varierer mellem dyrekategorierne som illustreret i tabel 1. Den potentielle effekt af træerne, herunder virkningsmekanismer og karakterisering af egenskaber der optimerer effekten, beskrives herefter.

Tabel 1. Særlige udfordringer ved udendørs husdyrproduktion som implementering af træer eller buske på udearealerne potentielt kan bidrage til at imødegå under danske produktions- og klimaforhold (se også Jensen et al., 2019)

Dyrekategori	Udfordring	Referencer
Grise	Tab af næringsstoffer (N, P) fra foldarealer	Manevski et al., 2019; Kongsted et al., 2019, 2020
	Termoregulering og solskoldning sommer	Schild, 2018; Jakobsen, 2018
Kødkvæg (+får)	Termoregulering sommer (køer, får)	Fogsgaard et al., 2017; Veissier et al., 2018
	Termoregulering vinter (kalve, lam)	Smith et al., 2012; He et al., 2017
	Foderforsyning (kødkvæg, får)	Kristensen et al., 2020a
Fjerkræ	Tab af næringsstoffer (N, P) fra udearealer	Hermansen et al., 2005; Stadig et al., 2018
	Skjul (rovfugle)	Dawkins et al., 2003; Stadig et al., 2018

De ønskede egenskaber ved etablering af træer på udearealer varierer afhængig af effektmål dvs. reduktion af næringsstofftab, forbedrede muligheder for termoregulering og foderforsyning.

5.8.1 Virkningsmekanismer og karakterisering af egenskaber der optimerer effekten

5.8.1.1 Tab af næringsstoffer

Nylige analyser af folddriftspraksis og næringsstofbalancer (kvælstof og fosfor) på ni bedrifter med udegående søer bekræfter, at der er risiko for betydelige tab af næringsstoffer fra foldarealerne (Kongsted et al., 2019) og især fra foldarealer, der anvendes til diegivende søer (Kongsted et al., 2020). Beregnet næringsstofbelastning på foldarealer til grise er således betydeligt højere end belastningen på arealer anvendt til eksempelvis græssende køer og får. Der er en tæt sammenhæng mellem input af næringsstoffer, primært via foder, per arealenhed og risikoen for næringsstofftab fra foldarealer. Næringsstofinput påvirkes af dyretætheden (antal grise per ha) sammenholdt med fodereffektiviteten og foderets indhold af næringsstoffer (fx protein og fosfor) (Jørgensen et al., 2018; Kongsted et al., 2019; 2020). Det er således først og fremmest vigtigt at have fokus på disse inputs-parametre for at sikre god næringsstoffhusholdning på foldarealer, men etablering af træer kan være med til at sikre fastholdelse af de afsatte næringsstoffer.

Etablering af træer på arealer anvendt til grise forventes at reducere risikoen for næringsstofftab af flere årsager som også beskrevet i Jensen et al. (2019) og Dalgaard et al. (2019). Først og fremmest er (veletablerede) træer typisk mere robuste sammenlignet med kløvergræs, der ofte rodes eller trædes op af grisene med ringe afgrødedække til følge især i perioden fra oktober og frem til det tidlige forår, hvor foldene pløjes op til efterfølgende etablering af korn. Træer kan således sikre et afgrødedække, der i det tidlige forår kan opsamle en andel af de næringsstoffer som er afsat i løbet af vinteren. Samtidig har træer typisk et dybere rodnet end kløvergræs og kornafgrøder, og kan derved opsamle næringsstoffer fra dybere jordlag. I vækstsæsonen har træer et stort vandoptag, der ændrer på jordens vandbalance, hvilket ligeledes forventes at reducere risikoen for udvaskning. I overensstemmelse herved er der fundet signifikant lavere kvælstofudvaskning på arealer med poppeltræer sammenlignet med arealer med kløvergræs i folde anvendt til diegivende søer (Manevski et al., 2019).

Med henblik på at optimere træernes effekt på risikoen for tab af næringsstoffer er det således vigtigt først og fremmest at vælge træer som er robuste over for grisenes adfærd, og her viser erfaringer fra praksis, at veletableret pil, poppel, mirabelle, hvidtjørn, eg, hylde og birk generelt er velegnede, hvorimod nødde- og frugttræer har vanskeligere ved at klare sig (Kongsted, 2020; Birk, 2021). I forhold til roddybde er pil og poppels roddybde typisk mindre end skovarter som eg, bøg, ask og fuglekirsebær (Jensen et al., 2019).

Foruden robusthed og et dybt rodsystem, er det ønskeligt at træerne har en høj vækst og dermed højt næringsstoffoptag. Som beskrevet i Jensen et al. (2019) er pil og poppel nogle af de arter, der har den største nyvækst af skud og som tåler styning. Scenarieanalyser i Kongsted et al. (2020) baseret på danske forsøg med pil (Larsen, 2020) viser, at etablering af eksempelvis piletræer på 50% af foldarealet betyder, at der potentielt kan fraføres ca. 30 kg N per ha årligt, såfremt træerne stynes før løvfald og den grønne biomasse fraføres.

Potentialet for genvækst og fjernelse af næringsstoffer afhænger bl.a. af jordbundsforhold, plantetæthed, driftspraksis og høsttidspunkt. Under danske forhold er der således afrapporteret kvælstofudbytter varierende fra 14,5 kg (høst oktober) til 83,4 kg (høst august) per ha for pil (Larsen et al., 2020) samt 108 kg N per ha ved høst i september. Opnåede fosforudbytter for pil varierer tilsvarende fra 2,8 kg (høst oktober) til 18,5 (høst september) (Larsen et al. 2020). Foreløbige erfaringer fra et igangværende projekt (OUTFIT) tyder på

et lavere potentiale for poppel, hvor der er lykkedes at fjerne op til 56 kg N per ha ved høst i september (Larsen, 2022).

Såfremt den ønskede effekt af træerne skal opnås i grisefolde er det vigtigt, at grisene motiveres til at afsætte fæces og især urin på arealet med træer. Det tyder på, at grises gødeadfærd påvirkes af den indbyrdes placering af vigtige ressourcer som eksempelvis hytte og foder i forhold til træerne (Andersen et al., 2020) samt, at en relativ høj andel urin afsættes tæt på hytten, men generelt er der sparsom viden om grises gødningsafsætning i folde og muligheder for at påvirke denne (Jakobsen, 2018). I projektet OUTFIT iværksættes der i 2023 en undersøgelse af diegivende søers gødningsafsætning og efterfølgende kvælstofudvaskning fra arealet, når hytte og foder placeres på hver side af en stribe af poppeltræer (ca. 30% trædække) i midten af folden sammenlignet med hytte og foder er placeret på samme side. I samme projekt undersøges desuden muligheder for at reducere udvaskning af næringsstoffer fra grisefolde ved at inkorporere træflis (enten flis tilført udefra eller flis fra poppeltræer i folden styntet i ca. 2 m højde) til binding af kvælstof gennem tilførsel af kulstof (ændret C:N forhold).

Som nævnt i Jensen et al. (2019) er der ligeledes risiko for tab af næringsstoffer fra udearealer anvendt til fjerkræ, især omkring udgangshullerne, hvor der kan opstå næringsstof-hotspots. Her kunne tildeling af flis sandsynligvis ligeledes potentielt reducere risikoen for udvaskning.

5.8.1.2 Dyrevelfærd

Risiko for *varmestress* hos udegående husdyr kan forventes at stige i fremtiden pga. af klimacændringer. Risikoen er størst hos højtydende husdyr og især i produktionsfaser kendetegnet ved en høj varmeproduktion eksempelvis sendrægtighed og laktation. Især udegående grise (søer) er udsat som følge af deres begrænsede kapacitet til termoregulering via svedproduktion. Tilsvarende er solskoldning en veldokumenteret risiko hos udegående grise.

Træ- eller buskbevoksning på udearealer forbedrer dyrenes muligheder for termoregulerende adfærd i sommerperioden. Træernes kroner bryder solindstrålingen og reducerer dermed den direkte varmebelastning af dyrene. Samtidig kan træerne ændre mikroklimatet i "dyrehøjde" således, at ophold under træerne har en afkølede effekt sammenlignet med åbne græsarealer (Olesen et al., 2022).

Effektstørrelsen afhænger af træernes morfologiske karakteristika og placering samt systemets overordnede design. Eksempelvis er træer med tætsiddende og store blade effektive til at bryde solindstrålingen. Der er en relativ god korrelation imellem træers skyggetolerance og skyggeeffekt, hvorfor skyggetolerante træer og buske som fuglekirsebær, alm. røn, alm. hylde, vildæble, hassel, ribs, solbær og fjeldribs er kendetegnet ved effektiv skyggedannelse. Omvendt er skyggeeffekten generelt mindre hos lystræer som eksempelvis poppel, pil, birk, mirabel og pære (Wiström et al., 2019). Kronens størrelse og bevoksningens højde samt placering i forhold til verdenshjørnerne påvirker implicit skyggeprojekteringens form og størrelse. Træer på række placeret øst-vest giver eksempelvis en stor skyggeeffekt under danske forhold sammenlignet med placering syd-nord. Solitære træer øger vindhastigheden under træerne og dermed dyrenes mulighed for at afgive varme via konvektion sammenlignet med træer i grupper.

Det er vigtigt at tilpasse antallet af træer og dermed skyggeeffekten til flokstørrelsen for at undgå konkurrence mellem dyrene om en begrænset ressource. For kvæg er 2 m² skygge per dyr foreslået til at være tilstrækkelig til, at alle dyr kan ligge i skygge samtidig (Schütz et al., 2014) om end et større areal kan være nødvendigt for at reducere risikoen for aggressioner og sikre lavt-rangerende dyrs velfærd ligesom det afhænger af dyrets alder og race. Vejledende lejearealer for (økologiske) grise er eksempelvis 0,26 m² og 1,23 m² ved hhv. 30 og 300 kg levendevægt (Økologivejledning, 2022).

I vinterperioden kan etablering af visse træer eller buske formentlig reducere risikoen for kuldestress hos udegående husdyr, der ikke har adgang til et indendørs lejeareal. Især nyfødte lam og kalve er i risiko for nedkøling i kolde og blæsende perioder. Etablering af stedsegrønne træer, der kan give (bund)læ - eksempelvis sitka, rødgran, fyr, kristtorn og enebær - vil således potentielt have en positiv effekt på dyrevelfærden. Sidst, men ikke mindst, kan etablering af træer give fjerkræ (muligvis også pattegrise og lam) en oplevelse af at være beskyttet mod rovfugle jf. litteraturgennemgang i Jensen et al. (2019).

5.8.1.3 Foderforsyning

Et fremtidigt mere ekstremt klima kan potentielt påvirke udegående husdyrs foderforsyning som følge af hæmmet græsvækst (Kristensen et al., 2020a). Som beskrevet i Olesen et al. (2022) er veletablerede træer som regel mere robuste over for tørke end græs som følge af deres dybere rodsystem. I tropiske klimazoner anses 'fodertræer' derfor som et vigtigt ernæringsmæssigt bidrag til drøvtyggere under ekstrem tørke, hvor græsudbytte og kvalitet er forringet. Under danske forhold er potentialet (sammenlignet med græs) betydeligt mindre i og med, at græsudbytte og kvalitet generelt er højt, selv i tørkeperioder. Dog forventes 'fodertræer' at kunne udgøre et fodringsmæssigt supplement til græsset, såfremt træerne etableres uden - eller kun med meget ringe - nedgang i græsproduktionen. Placering af træer i syd-nordlig akse reducerer skyggeeffekten og dermed afgrødetab som beskrevet for type 1.1.

Der er forskellige strategier til produktion og fodring med træbiomasse. Træerne kan være placeret i rækker, enkeltvis eller i såkaldte fourageringsblokke (Vandermeulen et al., 2018). Træerne kan nedskæres (ved stævning eller styning) før vækstsæsonen med efterfølgende høst eller direkte fouragering af den grønne genvækst (blade og skud). Alternativt kan blade og friske skud høstes eller fourageres uden forudgående nedskæring. Den høstede biomasse kan enten fodres i frisk, tørret eller ensileret tilstand.

Det potentielle fodringsmæssige bidrag fra grøn træbiomasse afhænger - foruden udbytte - af biomassens kemiske sammensætning, fordøjelighed og palatabilitet som uddybet i Kongsted og Jensen (2020). Den videnskabelige litteratur er generelt sparsom og med stor variation mellem studier, men det tyder på, at især pil, men også storbladet lind, morbær, rødæl og ask har potentiale til at bidrage til husdyrs energi-, protein- og mineralforsyning. Pil er den bedst undersøgte under tempererede klimaforhold og fra Holland er der afrapporteret udbyttene på 1,5 - 3 kg frisk biomasse per træ ved årlig stævning af piletræer placeret i rækker (Luske et al., 2017). I Danmark er der fundet årlige udbyttene (genvækst efter nedskæring) varierende afhængig af høsttidspunkt fra 1,0 t (juni) til 5,8 t (september) tørstof per ha ved en plantetæthed på 1,04 piletræer per m² (Larsen et al., 2020).

5.8.2 Beskrivelse af undertype 3.1. Grise på friland (hele eller dele af produktionstid)

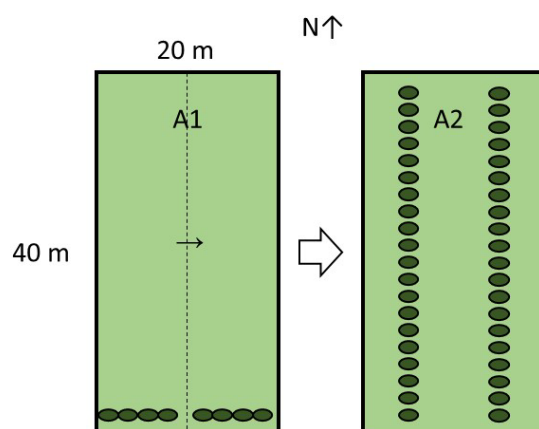
Grise på friland praktiseres på økologiske bedrifter med søer samt på konventionelle frilandsbedrifter med søer. Ifølge Kongsted et al. (2020) blev der i 2018 anvendt i alt ca. 1.800 ha til udegrise (økologiske og konventionelle). Det ofte anvendte to-marksædskifte (se herunder) betyder, at ca. det dobbelte areal indgår i 'grisesædskiftet', hvorpå der potentielt kan etableres skovlandbrugselementer.

A. Sæson-differentieret system

Det synes oplagt at overveje forskellige systemer til grise afhængig af sæson. I sommerperioden skal træ/buskbekvæksningen give dyrene mulighed for termoregulering med ringe eller lav negativ effekt på græsvæksten for at bevare muligheden for høj græsproduktion til direkte fouragering (især relevant for

drægtige søer) og/eller med henblik på slæt til produktion af ensilage. I vinterperioden skal træ/buskbekvoksningen derimod primært sikre læ og i efteråret samt tidlige forår desuden afgrødedække til fastholdelse af næringsstoffer.

Se figur 1 for et eksempel på sommer (A1: april til september) og vinter (A2: oktober til marts) systemer til diegivende søer baseret på enkeltfarefolde á i alt 800 m² per fold, 2,5-3 hold søer årligt og med et to-marksædskifte med skiftevis hhv. kløvergræs med søer og korn (Byggebladet for Indretning og drift af udendørs sohold, 2014). Systemet kan skaleres op til fælles farefolde og drægtigheds- samt slagtegriseholde med større eller mindre flokke af dyr. Sommer-systemet er kendetegnet ved få træer placeret på rækker vest-øst for at optimere skygge - eksempelvis en række med otte træer per farefold á ca. 800 m² (dvs. svarende til ca. 100 træer per ha for foldarealet). Antallet af træer er minimeret for at øge græs- og kornudbyttet hhv. på året med grise og året efter, men antallet af rækker kan øges i en afvejning af dyrevelfærd, biodiversitet, klima m.m. versus produktivitet. Sommerfolden kan evt. deles i to med mulighed for 1-2 slæt på den ene halvdel før indsættelse af dyr. Valg af træarter bør afspejle ønsket om at optimere skyggeeffekten - eksempelvis fuglekirsebær, alm. røn, alm. hyld og vildcæble som nævnt i afsnittet om dyrevelfærd.



Figur 1 Eksempel på sommer (A1) og vinter (A2) skovlandbrugssystem med grise. Sorte ovaler markerer træernes placering i foldene. Store pil signalerer skift fra sommerfolde til vinterfolde i oktober.

Primo oktober kan vinterfoldene tages i brug og sommerfoldene får en 'hvileperiode' med mulighed for græs-genvækst afhængig af vejrliget i efteråret og dermed potentielt reduceret næringsstoffab over vinteren. Vinterfoldene har en større andel af træer/buske (her 40 træer per 800 m² fold dvs. svarende til ca. 500 træer per ha for foldarealet) med fokus på, at en blandingsbevoksning skal sikre dyrene læ-muligheder i løbet af vinteren og samtidig have et højt næringsstofoptag i foråret og sensommeren (lang vækstsæson og hurtig vækst). Det kunne evt. være sitka, rødgran, fyr og/eller kristtorn (bund-læ) kombineret med piletræer, der stynes i ca. 1 m højde i jan/februar med høj vækst og stort næringsstofoptag det efterfølgende forår samtidig med korn-dyrkning mellem rækkerne. I september kan pilen høstes for at optimere fjernelse af næringsstoffer og evt. anvendes til ensilageproduktion (Larsen et al., 2020).

Det angivne sommersystem med relativt få træer per arealenhed er formentlig primært egnet til søer med trynering, der hæmmer rodeadfærd. Ved produktion af grise uden trynering vil det være vanskeligere at bevare græsdekke i løbet af sommerperioden (afhængig af dyretæthed, vejrlig mm), hvorfor en større andel træer vil være ønskelig med henblik på at reducere risikoen for næringsstoffab fra arealerne.

B. Helårs-system

Det nuværende mest gængse system til samproduktion af grise og træer er et helårs system 20-30 procent trædække (primært poppeltræer) svarende til ca. 200-300 træer per ha (for foldarealet dvs. træer og græs



Figur 2 Nuværende mest gængse skovlandbrugssystem med grise (stiplede linjer indikerer foldafgræsning)

hhv. træer og korn) placeret i to-tre rækker samlet i den ene ende af folden (jf. figur 2, nederste foldaftegning).

Et alternativt design er placering af træerne i midten (øverste foldaftegning), hvor det skønnes muligt at øge gødningsafsætningen i træarealet ved placering af foder og hytte på hver side (jf. afsnittet om tab af næringsstoffer). Ved begge koncepter vil det være muligt at frahegne dele af græsarealet i foråret med henblik på slæt til foderproduktion og derved fjernelse af næringsstoffer. Antallet af træer per arealenhed kan varieres ud fra overvejelser om miljø- (samt klima, dyrevelfærd og biodiversitets) versus produktivitetshensyn eksempelvis fra 20 % til 60 % trædække. Med henblik på at optimere næringsstoffastholdelse bør der vælges hurtigt voksende arter med en lang vækstsæson som eksempelvis pil og poppel, med mulighed for styring i løbet af vinteren og høst af ny-vækst i september for at optimere næringsstoffastholdelse/fjernelse og evt. foderproduktion.

Alternativt kan træerne placeres i enkeltstående rækker, men med flere rækker per fold placeret øst-vest for at optimere skyggeeffekten i sommerperioden. Endeligt kan enkelte solitære træer eller mindre grupper af træer (eksempelvis eg) placeres jævnt fordelt på folden (skygge) og kombineres med enkeltstående rækker syd-nord for at reducere skyggeeffekten på øvrige afgrøder (græs og korn) og dermed risiko for nedgang i produktivitet. Dette design vil dog besværliggøre markoperationer.

5.8.3 Beskrivelse af undertype 3.2: Kvæg (drøvtyggere)

Malkekøer på græs praktiseres primært på økologiske bedrifter, hvor afgræsning er et lovkrav. Ifølge Kristensen et al. (2020b) udgør græs ca. 59 % af arealanvendelsen på økologiske bedrifter med malkekvæg. Da græs indgår i et sædskifte på alle arealer og en stor andel af disse afgræsses i perioder er det potentielt hele bedriftens areal, hvor der skal etableres skovlandbrugselementer for at opnå de ønskede fordele – i alt ca. 110.000 ha. Alternativt kan en del af arealet, f.eks. 20% omlægges til vedvarende græs som så kan anvendes til afgræsning i dele af sæsonen.

Dertil kommer græsningsarealer anvendt til kødkvæg og får (anslået til ca. 20.000 ha med græs på sædskiftearealer (Mogensen et al., 2015), hvor det ud fra praktiske hensyn ville være lettere at indpasse træer, idet dyrene ikke skal på stald og ikke har samme krav til foderkvalitet som malkekøerne.

Som nævnt foroven er implementering af træer på udearealer til kvæg og øvrige drøvtyggere særlig relevant i forhold til dyrevelfærd (skygge om sommeren og især læ om vinteren til kalve og lam), men samtidig er det vigtigt at etablere træerne, så der kan opretholdes en høj foderforsyning på arealerne. I overensstemmelse herved foreslår Odgaard et al. (2022) et koncept, hvor stude har adgang til græs i vækstsæsonen (forår og sommer) og adgang til skov/træer i vinterperioden (læ). Et vintersystem kunne være tilsvarende system A2 beskrevet i undertype 3.1 figur 1. (udegående grise) med en større eller mindre andel af træer, så længe det sikres, at alle dyr (også de lavest i hierarkiet) har adgang til læ. Sommerkonceptet (kun græs) kan evt. kombineres med solitære træer (eller små grupper af træer) spredt på arealet med henblik på skyggedannelse eller med fourageringstræer som eksempelvis pil i nord-syd vendte rækker for at minimere nedgang i græsvækst.

Der er sparsomme erfaringer vedrørende forskellige træarters robusthed over for drøvtyggere, men eksempelvis eg, mirabeller, ahorn, hvid- og rødgran samt hvidtjørn vurderes som relativt robuste over for kvægs fouragering baseret på praktiske erfaringer (Kongsted, 2020). Derimod fouragerer kvæg meget gerne på pil ligesom alm. røn, dunbirk, asp og æble nævnes som foretrukne vedplanter på naturplejearealer (Videncentret for Landbrug, 2013).

5.8.4 Beskrivelse af undertype 3.3: Fjerkræ

Som nævnt eksisterer der allerede specifikke anbefalinger til beplantning af udearealer i den økologiske fjerkræproduktion, hvilket har afstedkommet at langt hovedparten af økologiske producenter har etableret træer eller buske på arealerne. Som nævnt i Jensen et al. (2019) blev det i 2019 vurderet, at der var etableret træer eller buske på i alt 365 ha udearealer til æglæggere, hønniker og slagtekyllinger, heraf 312 ha i ægproduktionen. Derudover er der en del – ofte mindre og mere ekstensive - fjerkræbedrifter som kombinerer frugtdyrkning med æglæggere eller slagtekyllinger.

Det anbefales, at der anvendes mindst fem forskellige plantearter fra mindst tre forskellige familier samt, at de ly og skjul der etableres (eksempelvis ved beplantning af træer og buske) fordeles over hele udearealet. Økologivejledningen illustrerer således et forslag, hvor der er træer på mindst 50% af arealet og træerne (i kombination med bunddække) højst er 25 m fra udgangshullerne samt, at der er højst 20 m mellem træerne og/eller buskene. For at sikre skjul året rundt anbefales det at inkludere stedsegrønne planter og buske (figur 28.2 i Økologivejledning, 2022). Af miljøhensyn synes det oplagt at etablere træer med højst næringsstofoptag i umiddelbar nærhed af udgangshullerne for at reducere risikoen for høje næringsstofftab fra 'hotspots' områderne (Stadig et al., 2018).

5.8.5 Mulige synergier eller tradeoffs

For græsningsarealer kan det være interessant at se på muligheden for både at opnå dyrevelfærd og kulstofbinding på arealerne. Drøvtyggers relative høje drivhusgasbelastning forårsaget af enterisk metan kan måske reduceres ved kompensatorisk binding af kulstof via træer på kvæggræsarealer, evt. suppleret med alternative afgræsningssystemer med lavere udnyttelse af græsvæksten til animalsk produktion, som f.eks. holistisk afgræsning, som kan have potentiale til at øge kulstofindlejringen (Nordborg & Roos, 2016). Kay et al. (2019) indikerer bindingspotentialer på op til 6,35 tons C/ha/år. Trætætheden er dog så stor at græproduktionen formodentlig vil være reduceret markant, men lavere tætheder kan måske give mening. Græs er en af de mest tolerante afgrøder over for skygge og konkurrence om vand og næring fra træer. Har kvæget adgang til træerne skal evt. skader på stammer risikovurderes. Afsætning af noget gødning fra kvæget på arealet vil sandsynligvis kunne fremme træernes tilvækst.

5.8.6 Vurdering af effekt på produktiviteten

Etablering af træer på arealer anvendt til udegående dyr reducerer arealet tilgængeligt til græproduktion samt - for eksempelvis udegående grise - ligeledes for kornproduktionen årene imellem 'griseafgræsning'. Ved de skitserede systemer herover vil der være minimal effekt på græs- og kornproduktionen ved sommerkoncepterne, da andelen af træer er relativt sparsom især i malkekvægsproduktionen netop med henblik på at minimere nedgang i foderforsyningen på marken. Ved større andel trædække som eksempelvis praktiseret på flere økologiske bedrifter med udegående søer (20-30 % trædække i blokke) betyder det derimod formodentlig en tilsvarende nedgang i øvrige afgrødeudbytter (græs og korn), hvilket nævnes som en væsentlig barriere for yderligere udbredelse af træer i grisefolde (jf. efterfølgende afsnit om barrierer). Ved etablering af træer i design som minimerer skyggedannelse på øvrige afgrøder, og hvor det er muligt at dyrke afgrøderne i mellem træerækkerne, kan tabet formentlig reduceres betragteligt (jf. afsnit om type 1.1 og 1.2). Etablering af såkaldte fodertræer kan måske endda øge produktiviteten på græsningsarealer, specielt i systemer med helårsafgræsning.

5.8.7 Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrug med husdyr

Udbredelsen af skovlandbrug med udegående husdyr er meget sparsom i Danmark. Blandt interessenter (herunder landmænd og rådgivere) nævnes følgende som betydelige barrierer for udbredelsen (Kongsted et al., 2021): Ufleksible regulerings- og støtteordninger, der ikke er tilpasset en kombination af træer og dyrehold, tab af produktivitet (træerne tager plads fra eksempelvis græs- og korndyrkning), meget sparsom viden om effekten (af implementering af træerne) på miljø, biodiversitet, klima og dyrevelfærd samt hvilke design/træarter, der kan optimere effekterne, landbrugsmaskiner er ikke kompatible med etablering af træer på landbrugsarealer og sidst, men ikke mindst er det arbejdskrævende at etablere træer (især ukrudtsbekæmpelse de første år efter etablering).

5.9 Hovedtype 4. Skovlandbrug med fokus på frugt, bær eller nødder i kombination med landbrugs- eller grønsagsomdriftsafgrøder eller græsningsarealer

5.9.1 Karakterisering af egenskaber

Skovlandbrug med frugt, bær- og nøddearter er allerede overordnet defineret i danske tilskudsregler for SL. Her kort uddrag fra LBSTs hjemmeside:

"Støtteberettiget skovlandbrug er arealer, hvor der dyrkes frugt, bær eller nødder i kombination med mindst én anden afgrøde – dog ikke lavskov. Det vil også være muligt at kombinere med græs f.eks. med dyrehold. Godkendte træer og buske i skovlandbrug fremgår af en liste over godkendte træer og buske med frugt, bær og nødder. Listen kan findes i 'Vejledning om Grundbetaling 2023' samt i bekendtgørelsen. Der er anført forskellige krav til design og minimumsomfang, som skal opfyldes: Der skal være over 100 træer eller buske med frugt, bær eller nødder pr. ha. Træerne skal plantes i rækker og der må være op til 3 rækker samlet i et bælte. Hvis bælte af træer står parallelt med hinanden må der være op til 40 meter mellem bælteerne. Imellem bælteerne af træer dyrkes den eller de andre afgrøder på skovlandbrugsarealet (f.eks. græs eller korn). Der må være højst 20 meter fra det yderste bælte og ud til kanten af marken. Hvis rækker eller bælte af træer ikke står parallelt med hinanden på marken, er afstandskravene anderledes, se detaljer i 'Vejledning om Grundbetaling 2023'".

Dyrkning af skovlandbrug med frugt og bær er ofte knyttet til ønsket om at diversificere produktionen og øge robustheden af dyrkningssystemet både økonomisk og miljømæssigt (Jamar et al., 2016). Det er derfor ofte knyttet til økologisk produktion. SL med frugt og bær er derfor ikke specifikt rettet mod enten at give øget kulstofbinding, øget biodiversitet eller forbedret miljø, men vil ofte bidrage på alle disse områder. Bidragene kan være væsentlige i nogle systemer og mindre i andre systemer. Systemer med relativ få men større træer f.eks. valnød, cægte kastanje, hassel plantet som enkelttræer i græsarealer eller omdriftsafgrøder er kendt fra især Mellemeuropa (Cardinal et al. 2017, Kay et al. 2019) (se overlap med Alley crops med høst af ved af høj kvalitet af nøddearter, se ovenfor under type 1.2), mens systemer med små men mange frugttræer eller bærbuske/ha tættere på moderne intensive frugtavlssystemer er meget mindre udbredt.

Det vurderes at pris og kvalitetskonkurrenceforhold på frugt og bær som produkt gør det mindre rentabelt at dyrke intensive plantagesystemer som skovlandbrug, men årsagssammenhænge for udbredelsen er dog meget lidt belyst. Skovlandbrug med intensiv frugt og nøddeproduktion i samdyrkning med husdyr især hønse- og andefugle ses bl.a. i økologisk dyrkning, hvor fuglene kan bidrage til at holde ukrudtskonkurrencen nede. Ved samdyrkning med større husdyr er beskyttelse af træerne mod skader fra husdyrene kritisk. Mere ekstensiv husdyrgræsning under større enkeltstående æble- eller nøddetræer ses i bl.a. Mellem- og Sydeuropa. Det eksisterende areal med frugt, bær og nøddeproduktion i Danmark er relativt begrænset og muligheden for en yderligere skalering af frugt og nøddedyrkning som del af SL systemer skal ses i forhold til afsætningsmuligheder for frugt og nødder. Det samlede skaleringsbidrag af denne type baseret enten på konvertering af eksisterende frugtplantager til SL eller nye SL arealer må derfor forventes at være begrænset set i forhold til muligheder i SL med landbrugsafgrøder.

I forhold til kulstoflagring i SL systemer med frugt, bær eller nøddetræer, vil der være stor forskel på den potentielle binding og lagring i den overjordiske biomasse, hvor systemer med mange og større træer med lang dyrknings- og bindingsperiode (valnød, ægte kastanje, hassel) forventes at kunne binde og lagre mere kulstof og i længere tid end mere intensive frugtsystemer med små men tætplantede frugttræer med en dyrknings- og bindingsperiode på måske 15-25 år (Konnerup et al., 2022). Bærbuske vurderes at have endnu mindre kulstofbindingspotentialer og ofte også kortere dyrknings- og bindingsperiode. Eksempler på kulstofakkumulering i stående biomasse (eksporteret kulstof i frugt og nødder er ikke indregnet i kulstofbinding og lagring på arealet) for udvalgte frugt og bærarter er nævnt i Konnerup et al (2022).

Moderne frugtavl i f.eks. æbler og pære anvender tætplantede træer på svagtvoksende grundstammer og kraftig beskæring f.eks. som spindeltræer, som samlet giver små træer set over tid (Konnerup et al, 2022). Da disse træer plantes med høj tæthed fra 2-3000 træer/ha er summen af den stående biomasse i træerne ofte næsten ligeså høj nu som den har været tidligere ved anvendelse af større træer med større afstand (Gyldenkerne et al., 2005). Potentialet for kulstofbinding og lagring i træbiomassen er f.eks. vurderet for æbler i moderne dansk intensiv produktion til at være 0,7 tons C/ha/år i stammer og grene (Søndergaard, 2022) og i Franske moderne æblesystemer indikeret at være på 0,83 tons C/ha/år i overjordisk biomasse (Demestihis et al., 2018). Stående akkumuleret overjordisk biomasse i danske frugtplantager estimeres til 13,6 tons C/ha i æble, 5,6 tons C/ha i pære, og 10,6 tons C/ha ens for kirsebær og blommer (Gyldenkerne et al., 2005). Hvis det procentiske areal, der plantes med frugttræer i SL f.eks. udgør 20% af hele arealet, bliver kulstofbindingsbidraget fra frugttræerne i et SL system altså 5 gange mindre end dette og bidraget er derfor begrænset.

I systemer med valnød i skovlandbrug dyrket sammen med omdriftsafgrøder høstes der ofte valnødder i de første mange år og efter 50-60 år fældes træet og stammen sælges til kvalitetsved. I disse systemer er der fundet kulstofbindinger på fra 0,32-2,75 tons C/ha/år (60 års omdrift) (Kay et al., 2019). Ved de høje værdier fylder kronearealet dog så meget at omdriftsafgrødeudbyttet er væsentlig reduceret. Antal træer/ha reduceres i nogle tilfælde over tid fra måske 200 træer/ha i starten til senere 100 eller 50 træer/ha. Antallet af valnøddetræer/ha og alderen af træerne påvirker kulstoflagringspotentialer meget (Cardinal et al., 2017).

5.9.2 Beskrivelse af SL system med frugt, bær eller nøddetræer.

Med henblik på mulig kvantificering af systemer opdeles frugt, bær og nøddetræer i 3 undertyper, da de forventes at have forskellig kulstofbinding og lagringseffekt.

Undertype 4.1: SL med større og ældre enkeltstående træer i rækker som i alley cropping, kombineret med omdriftsafgrøder enten grønsager eller landbrugsafgrøder. Træarter kan f.eks. være valnød, ægte kastanje,

hassel, cideræbler, industriæbler til juice. Maskinel høstmulighed antages. Forventet træantal fra 100-400 træer per ha, evt. udtyndet over tid. Øget kroneareal forventes med øget alder.

Undertype 4.2: 1SL med større enkeltstående spredte træer eller træer i rækker som i alley cropping, kombineret med græsningsarealer til slet og eller græsning med husdyr (f.eks. kvæg, får, grise). Beskyttelse af træer mod skader fra dyr er kritisk. Træarter kan f.eks. være valnød, ægte kastanje, hassel, cideræbler, industriæbler til juice. Maskinel høstmulighed antages. Forventet træantal fra 100-400 træer per ha, evt. udtyndet over tid. Øget kroneareal forventes med øget alder

Undertype 4.3: SL med mindre og tætplantede frugt og bærarter dyrket som enkeltrækker eller flerrækkede bæltter i omdriftsafgrøder, grønsager eller landbrugsafgrøder. Arter kan være alle almindelige dyrkede frugt- og bærtræer og -buske som enkeltart eller som artsblandinger. Forventet træantal fra 1000-3000 træer per ha i det træplantede delareal, areal andel af frugttræer på hele arealet på fra f.eks. 10 -50 %. Via løbende beskæring og svagtvoksende grundstammer ændres kronearealet kun lidt over årene.

5.9.3 Mulige synergier eller tradeoffs

For at opnå tilstrækkelig produktivitet af frugt og bær afgrøder forventes der nogen grad af renholdelse omkring træer og buske, hvilket vil begrænse effekten på biodiversiteten. Planter der blandinger af frugt og bærarter vil diversiteten i trædelen bidrage gunstigt til at øge biodiversiteten i systemet generelt (se afsnit om biodiversitet) og måske også give bedre robusthed over for sygdomme og skadedyr hos frugttræer. Hvis målet er at opnå øget kulstoflagring vil mere fri vækst af trækrone være fremmende for biomasse produktion men ofte vil både produktion af frugt og nødder men også omdriftsafgrøder blive reduceret på grund af øget konkurrence om især lys. Beskyttelse af træer mod skader fra dyr på græsningsarealer kan være dyrt hvis det skal være effektivt, men kan være kritisk for at sikre frugt og nøddeproduktion. Mens storkronede enkeltstående træer skygger omdriftsafgrøder ret meget tæt på træerne og giver afdetab, ses der meget mindre konkurrence om lys fra moderne små og tætplantede frugttræer. Blandinger af lidt højere frugttræer plantet med lave frugtbuske imellem dem i rækker som underbeplantning forventes at kunne udnytte dyrkningsrummet bedre, men kan måske give udfordringer i forhold til både optimal pasning af den enkelte art og maskinel høst af enkeltarter. Fordelen kan være at høsten kan spredes over en længere periode og dermed udnytte høst kapaciteten bedre. Ved manuel høst til friskkonsum, vil blandinger af mange frugtarter på et SL areal give mulighed for forsyning over en lang periode i sæsonen, men vil typisk udfordre hvor rationel dyrkning og høst kan foregå og dermed udfordre økonomien.

5.9.4 Vurdering af SL systemets effekt på produktiviteten

Alley crop dyrkning af større enkelttræer af frugt og nøddetræer kan give væsentlig konkurrence til omdriftsafgrøden tæt på træerækken (se eksempel på reduktioner i delsystem 1.2. Alley crops). Valnød, hassel og ægte kastanje har store blade og skygger kraftigt. Valnød har desuden allelopatisk juglone afsætning på jorden som kan påvirke nogle afgrøders vækst (Schardey 2021). Med stigende alder og større kroner vil skyggeeffekter øges med mindre kronestørrelsen reguleres eller antal træer/ha reguleres ned. Reduceres kronens størrelse forventes det at udbyttet af frugt og nødder også kan blive reduceret. Et SL system med større træer kan derfor gå fra primært at være et omdriftsareal med frugttræer til i en højere alder at være et frugttræareal med lidt omdriftsareal. Dette ændrer fokus i dyrkningen både økonomisk og dyrkningsmæssigt. Skygge fra træer vil kunne reducere græsvækst tæt på træet. Hvis træet stammes op og kronen beskæres kan skyggeeffekten på græsvækst reduceres, men vil også forventes at reducere frugt udbyttet. Konkurrencen om vand og næringsstoffer kan måske næsten elimineres ved kompenserende tilførsel af vand og gødningsstoffer, evt. dyrkning af kvælstoffikserende afgrøder tæt på træerne. Den økonomiske

outputværdi for græs eller frugt og nødder vil være med til at fastsætte, hvilken dyrkning der giver optimalt resultat.

Små frugtræer i tætplantning vil kun konkurrere om lys meget tæt på rækken og meget mindre på grund af løbende stærk kronebeskæring. Moderne dyrkning af disse træer som 2 dimensionelle frugthække dyrket og passet som i almindelig frugtplantager, vil generelt forventes kun at give begrænset reduktion i udbyttet hos omdriftsafgrøder.

5.9.5 Vurdering af barrierer for udbredelse af skovlandbrugstypen

Generelle dyrkningsomkostninger for frugt og nøddeprodukter fra SL systemer forventes at være højere end i almindelig frugtplantagedyrkning og prisaspekter sammen med kvalitet af frugt og bær kan derfor påvirke afsætningsmuligheder negativt eller gøre det usikkert. Omkostninger er påvirket af skalaforhold og store bedrifter forventes derfor at være mindre påvirket af dette. Skalering af systemet forventes begrænset af muligheden for afsætning af yderligere frugt og bær på et meget kompetitivt internationalt marked og muligheden for konvertering af eksisterende frugtarealer til SL. Nøddearealet i Danmark er vokset i de seneste år, men mangler at bevise sin økonomiske rentabilitet ved opskalering. Viden om optimal samdyrkning af frugtræer og omdriftsafgrøder eller græs, herunder hvilke træarter og omdriftsafgrøder, der giver den mest effektive produktion og laveste omkostning, samt bedste robusthed i dyrkning mangler. Også viden om samdyrkning af forskellige frugt og bæarter blandet i samme række eller i parallelle rækker mangler. Betydning af SL for angreb og risiko for sygdomme og skadedyr begge veje mellem frugtræer og omdriftsafgrøder er også stort set ubeskrevet.

6. Supplerende generelle kommentarer.

Effekterne af de definerede hoved og undertyper af skovlandbrug udpeget her, - enten med forventet væsentlig positiv effekt på, kulstofbinding og lagring, og/eller biodiversitet, eller typer rettet mod husdyr og frugt/nøddeområdet -, foreslås kvantificeret for hver type for sig. Hvis det viser sig at nogle undertyper har næsten samme effekt kan de efterfølgende slås sammen. Afgrænsningen af omfang og intensitet af typerne i forhold til at opnå et væsentligt bidrag til effekter, medfører implicit, at de skovlandbrug typer/omfang/intensitet, der falder uden for de definerede systemer, ikke kvantificeres særskilt.

Det skal bemærkes at en kommende kvantificering af klimaeffekten af de udpegede hoved- og undertyper er udfordret, dels af manglende forskning i Danmark og meget lidt forskning i klimaer relevant for skovlandbrug i Danmark, dels ved en stor variation i SL-systemer i udenlandske forsøg. Samlet giver det en usikkerhed for en kommende estimering af klimaeffekter af typerne. En mere snæver afgrænsning af typerne kan måske give mere retvisende tal for det enkelte SL-system, men vil samtidig sandsynligvis være baseret på et mere spinkelt datagrundlag og være mindre fleksibel for jordbrugeren. Det betyder også at en kommende estimering af klimaeffekten (i form af enten en værdi eller et interval) for undertyperne vil derfor dække over et valgt interval af omfang og intensitet for hver type.

7. Referencer

- Aertsens, J., Nocker, L., De, Gobin, A., (2013) Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy* 31, 584-594.
- Andersen et al. (2022) Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. (i høring)
- Andersen, H M-L, AG Kongsted, M Jakobsen, (2020) Pig elimination behaviour: A review. *Applied animal behaviour science*, 222. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2019.104888>
- Biffi, S., Chapman, P. J., Grayson, R. P., & Ziv, G. (2022). Soil carbon sequestration potential of planting hedgerows in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 307, 114484.
- Birk, JR (2021) Skovlandbrug som klimatilpasningsmiddel. Innovationscenter for Økologisk Landbrug. Katalog
- Bruun, H. H., Brunbjerg, A. K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T. G., Haarder, S., Heilmann-Clausen, J., Høye, T. T., Læssøe, T., Ejrnæs, R. (2022). Simple attributes predict the value of plants as hosts to fungal and arthropod communities. *Oikos*, 2022, e08823.
- Byggebladet for Indretning og drift af udendørs sohold (2014). Revideret dec. 2014
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B. G., Dupraz, C., ... & Chenu, C. (2017) Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: a survey of six different sites in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 243-255.
- Carpenter, D. J., Mathiassen, S.K., Boutin, C., Strandberg, B., Casey, C.S., Damgaard, C.. (2020) Effects of herbicides on flowering. *Environ. Toxicol. Chem.* 39, 1244-1256. <https://doi.org/10.1002/etc.4712> (2020)
- Dalgaard et al (2019) Scenarier for skovlandbrug i Danmark - effekter på miljø, klima og biodiversitet, del 2, DCA rapport
- Dalgaard, T., Jacobsen, N.M., Odgaard, M.V., Pedersen, B.F., Strandberg, B., Bruus, M., Ejrnæs, R., Schmidt, I.K., Johansen, V.K., Callesen, G.M., Pedersen, M.F., Schou, J.S. (2020) Biodiversitetsvirkemidler på danske landbrugsog skovrejsningsarealer. DCA rapport; Nr. 178.
- Dawkins, M. S., Cook, P. A., Whittingham, M. J., Mansell, K. A. & Harper, A. E. (2003). What makes free-range broiler chickens range? In situ measurement of habitat preference. *Animal Behaviour*, 66, 151-160.
- Demestihias, C., Plénet, D., Génard, M., de Cortazar-Atauri, I. G., Launay, M., Ripoché, D., ... & Lescourret, F. (2018). Analyzing ecosystem services in apple orchards using the STICS model. *European Journal of Agronomy*, 94, 108-119
- Drexler, S., Gensior, A., & Don, A. (2021). Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change*, 21(3), 1-14.
- Foereid, B., Bro, R., Mogensen, V. O., & Porter, J. R. (2002). Effects of windbreak strips of willow coppice—modelling and field experiment on barley in Denmark. *Agriculture, ecosystems & environment*, 93(1-3), 25-32.

- Fogsgaard, K. K., Gaillard, C. & Christensen, J. W. (2017). Do cattle, sheep and horses need shade during summer in Denmark? DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- García de Jalón, S., Burgess, P. J., Graves, A., Moreno, G., McAdam, J., Pottier, E., ... & Vityi, A. (2018). How is agroforestry perceived in Europe? An assessment of positive and negative aspects by stakeholders. *Agroforestry Systems*, 92(4), 829-848.
- Ghaley, B. B., & Porter, J. R. (2014). Determination of biomass accumulation in mixed belts of *Salix*, *Corylus* and *Alnus* species in combined food and energy production system. *Biomass and bioenergy*, 63, 86-91.
- Golicz, K., Bellingrath-Kimura, S., Breuer, L., & Wartenberg, A. C. (2022). Carbon accounting in European agroforestry systems—Key research gaps and data needs. *Current Research in Environmental Sustainability*, 4, 100134.
- Graves, A. R., Burgess, P. J., Palma, J. H., Herzog, F., Moreno, G., Bertomeu, M., ... & de Nooy, A. K. (2007). Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecological Engineering*, 29(4), 434-449.
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., ... & Zhou, F. (2021). Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage?. *Global Change Biology*, 27(2), 237-256.
- Gyldenkærne, S., Münier, B., Olsen, J.E., Olesen, S.E., Petersen, B.M. & Christensen, B.T. 2005: Opgørelse af CO₂-emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse. LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990 – 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 81 s. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 213. <http://arbejdsrapporter.dmu.dk>.
- Gyldenkærne, S. & Greve, M.H. 2020. Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra lavbundsgræs. Version 3.0. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport nr. 384. <http://dce2.au.dk/pub/SR384.pdf>
- He, Y., Jones, P. J. & Rayment, M. (2017). A simple parameterisation of windbreak effects on wind speed reduction and resulting thermal benefits to sheep. *Agricultural and Forest Meteorology*, 239, 96-107.
- Hedemand, T., Strandberg, M. (2009) Pesticiders påvirkninger i naturen. Miljøbiblioteket 15, <https://www2.dmu.dk/pub/mb15.pdf>
- Heilmann-Clausen, J., Bruun, H.H., Petersen, A.H., Riis-Hansen, R., Rahbek, C. (2020) Forvaltning af biodiversitet i dyrket skov. *Biofolia – Samfundslitteratur*.
- Hermansen, John Erik; Horsted, Klaus; Hegelund, Lene; Frantzen, C.; Johansen, N.F. (2005) Forbedrede udearealer i økologisk ægproduktion. 67 udg. DJF Rapport - Husdyrbrug, 2005. 71 s.
- Hernández-Morcillo, M., Burgess, P., Mirck, J., Pantera, A., & Plieninger, T. (2018). Scanning agroforestry-based solutions for climate change mitigation and adaptation in Europe. *Environmental Science & Policy*, 80, 44-52.
- Horsted, K, AG Kongsted, U Jørgensen, J Sørensen (2012) Combined production of free-range pigs and energy crops – animal behaviour and crop damages. *Livestock Sci* 15: 200-208
- Ivezić, V., Yu, Y., & Werf, W. V. D. (2021). Crop yields in European agroforestry systems: a meta-analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, 606631.

- Jakobsen, M. (2018). Integrating foraging and agroforestry into organic pig production - environmental and animal benefits. PhD Thesis, Aarhus University
- Jamar, L., Rondia, A., Lateur, M., Minet, L., Froncoux, A., & Stilmant, D. (2016). Co-design and establishment of innovative fruit-based agroforestry cropping systems in Belgium. In International Symposium on Innovation in Integrated and Organic Horticulture (INNOHORT) June 2015. Acta Horticulturae, 1137, 347-350.
- Jensen, M., Kongsted, A.G., Krogh, P.H., Pedersen, H.L., Bertelsen, M.G. og Jørgensen, U. (2019) Effekt af skovlandbrug på miljø, klima og biodiversitet – del 1, 1-5, DCA -Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Århus Universitet, 28 februar 2019. 5 s.
- Jensen M, Strandberg MT, Rasmussen C, Dalgaard T. (2022). Faglig vurdering af mulige nye træarter til lavskov med kort omdriftstid. 27 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 25/4 2022.
- Jha, K. K. (2018). Biomass production and carbon balance in two hybrid poplar (*Populus euramericana*) plantations raised with and without agriculture in southern France. *Journal of Forestry Research*, 29(6), 1689-1701.
- Jørgensen, U. og Hutchings, N.J. (2022) Flerårige energijafrøder i sædskiftet (KVM7.8) s 143, I Andersen et al. (2022) Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. (i høring)
- Jørgensen U., Thuesen J., Eriksen J., Horsted K., Hermansen J.E., Kristensen K., Kongsted A.G. (2018) Nitrogen distribution as affected by stocking density in a combined production system of energy crops and free-range pigs. *Agroforestry Systems* 92: 987-999.
- Jørgensen, U., Lærke, P.E. og Larsen, S.U. (2012) Poppel til energiformål, s 289-289. Resume af indlæg på Plantekongres, Herning, 2012.
- Jørgensen, U., Lærke, P.E. og Ejrnæs, R. (2019). Vurdering af omdriftstid på lavskov. Notat 8/6 2019 Rådgivningsnotat fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Kay, S., Rega, C., Moreno, G., den Herder, M., Palma, J. H., Borek, R., ... & Herzog, F. (2019). Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. *Land use policy*, 83, 581-593.
- Kennedy, C.E.J., Southwood, T.R.E. (1984) The number of species of insects associated with British trees: a reanalysis. *J Anim Ecol*, 53, 455-478
- Kim, D. G., Kirschbaum, M. U. F., & Beedy, T. L. (2016). Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 226, 65-78.
- Kjær, C., Bruus, M., Bossi, R., Lofstrom, P., Andersen, H.V., Nuyttens, D., Larsen, S.E. (2014) Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. *J. Pestic. Sci.*, 39, 14-21.
- Kjær, C., Strandberg, M., Erlandsen, M. (2004) Effekten af sprøjtemiddelafdrift på buske og træer i læhegn - Bær som indikator for biodiversitetsforandringer. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 92 2004

- Kjær, C., Strandberg, M., Erlandsen, M. (2006) Metsulfuron spray drift reduces fruit yield of hawthorn (*Crataegus monogyna*) L. *Sci Total Environ* 356, 228–234.
- Kongsted, AG (2020) Internt notat i MIXED projektet.
- Kongsted, AG, L Lambertsen, M Jakobsen, JE Hermansen, H M-L Andersen, C Markussen, S Kyed, S Erik-sen, T Serup, U Jørgensen (2018). Træer i svinefolde. DCA rapport nr. 132.
- Kongsted, AG, BF Petersen, IS Kristensen, T Kristensen, J Eriksen (2019). Miljøpåvirkning fra udendørs hold af grise – foddriftspraksis og næringsstofbalancer. DCA 2019. Miljøpåvirkning fra udendørs hold af grise - Del 1 - Forskning - Aarhus Universitet
- Kongsted, AG, BF Petersen, IS Kristensen, J Eriksen, T Kristensen (2020). Miljøpåvirkning fra udendørs hold af grise – Del 2. DCA 2020. Miljøpåvirkning fra udendørs hold af grise – Del 2 - Forskning - Aarhus Universi-tet
- Kongsted, AG, AS Nielsen, NM Jacobsen (2021). MIXED Backcasting workshop within the Danish Network Team – Network 1 Agroforestry in organic livestock production. Internal project report in the MIXED project MIXED - projects.au.dk
- Konnerup D, Nørremark M, Jensen M. 2022. Miljøpositivliste for producentorganisationers driftsfonde til støt-teberettigede teknologier til frugt- og grøntsagssektoren 2022. 32 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Na-tionalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 11.10.22
- Kort, J. (1988). 9. Benefits of windbreaks to field and forage crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 22, 165-190.
- Kristensen, T., Eriksen, J., Johansen, M., Weisbjerg, M.R. (2020a). Management af græs og græsning i økolo-giske besætninger afhængig af klimatiske forhold. Aarhus Universitet. [https://pure.au.dk/portal/en/per-sons/troels-kristensen\(0bcc12e6-8323-497a-bf1d-7e9a8e9e9e84\)/publications/management-af-graes-og-graesning-i-oekologiske-besaetninger-afhaengig-af-klimatiske-forhold\(407de645-3134-4000-b2ad-dfc2208db513\).html](https://pure.au.dk/portal/en/per-sons/troels-kristensen(0bcc12e6-8323-497a-bf1d-7e9a8e9e9e84)/publications/management-af-graes-og-graesning-i-oekologiske-besaetninger-afhaengig-af-klimatiske-forhold(407de645-3134-4000-b2ad-dfc2208db513).html)
- Kristensen, T., J. Overgaard Lehmann, B.F. Petersen (2020b). Arealanvendelse for driftsgrene ved henholds-vis konventionel og økologisk produktion, samt ændringer ved omlægning til økologi. I: Kristensen et al. (Eds): Estimering af national klimaeffekt for omlægning til økologisk jordbrug. DCA. Estimering af national klimaeffekt for omlægning til økologisk jordbrug - Forskning - Aarhus Universitet (au.dk)
- Larsen, SU (2022) Pil og Poppel som foder til frilandsgrise. Notat i OUTFIT projektet.
- Larsen, S.U., Lærke, P.E., Jørgensen, U. (2020). Harvest of green willow biomass for feed – effects of harvest time and frequency on yield, nutrient concentration, silage quality and regrowth. *Acta Agric Scand, Sect B* 70: 532-540
- Larsen SU, Pedersen J, Hinge J, Rasmussen HK, Damgaard C, Jørgensen U, Lærke PE, Knudsen MT, De Rosa M, Hermansen JE, Jørgensen K, Holbeck HB, Løbner R, Eide T, Birkmose TS, (2015). Kortlægning af potentiale og barrierer ved energipil. *Energistyrelsen*. 161 s.
- Lohmus, K., Paal, T., Liira, J. (2014). Long-term colonization ecology of forest-dwelling species in a frag-mented rural landscape – Dispersal versus establishment. *Ecology and Evolution* 4, 3113–3126. <https://doi.org/10.1002/ece3.1163>

- Luske, B., Altinmazis Kondylis A., Roelen S., (2017). Fodder trees for micronutrient supply in grass- based dairy system. <http://www.agforward.eu/index.php/en/fodder-trees-for-cattle-and-goats-in-the-netherlands.html>
- Manevski, K., Jakobsen, M. , Kongsted, A.G., Georgiadis, P., labouriau, R., Hermansen, J.E. og Jørgensen, U. (2019) Effect of poplar trees on nitrogen and water balance in outdoor pig production –A case study in Denmark. *Science of the total environment*, 646, 1448-1458.
- McKay, H. (ed) (2011) Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts. Forest Research Monograph: 2, Forest Research, Surrey, 212 pp.
- Mogensen, L., Hermansen, J.E., Nguyen, L., Preda, T. (2015). Environmental impact of beef. DCA rapport 61
- Morhart, C. D., Douglas, G. C., Dupraz, C., Graves, A. R., Nahm, M., Paris, P., ... & Spiecker, H. (2014). Alley coppice—a new system with ancient roots. *Annals of Forest Science*, 71(5), 527-542.
- Morsing M, Nielsen KH (1995) Tørstofproduktion i danske pilekulturer 1989- 1994 (In Danish). Forskningscentret for Skov & Landskab, Skovbrugsserien 1995;13
- Mudiyanselage, A.D.E. (2021) Influence of windbreaks on crop yields in the Great Plains. MSc thesis, Department of Horticulture and Natural Resources College of Agriculture, KANSAS STATE UNIVERSITY, Kansas.
- Munkholm, L.J., Hansen, E.M., Melander, B., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Heckrath, G.J., Ravnskov, S., Axelsen, J.A. (2020) Vidensyntese om conservation agriculture. DCA rapport, nr. 177, 2020
- Nielsen, AT, (2016). Forest biomass for climate change mitigation. PhD-afhandling Københavns Universitet, Institut for Geoscience og Naturressourcer, 182 s.
- Nielsen, K.V., Petersen, N. og Andreasen, F.M. (1996) Merudbytte ved læhegn, Forundersøgelser af læhegns indflydelse på udbytter i kornmarker analyseret med GPS udbyttekort. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl. 1-10.
- Nicholls, C.I., Altieri, M.A. (2013) Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecological systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 257-274
- Nordborg, M & Rööös, E. 2016) Holistic Management- a critical review of Allan Savory's grazing method. Publisher: SLU/EPOK – Centre for Organic Food & Farming & Chalmers, Uppsala
- Nord-Larsen, T., Sevel, L., & Raulund-Rasmussen, K. (2015). Commercially grown short rotation coppice willow in Denmark: biomass production and factors affecting production. *BioEnergy Research*, 8(1), 325-339.
- Odgaard, MV, T Kristensen, C Kjeldsen, MH Thorsøe, T Dalgaard (2022). Måltrettet arealanvendelse kan tilgodese mange hensyn – fordele for klima, miljø og landmand. I: C Kjeldsen og MH Thorsøe (eds) Provenance i Danmark – en kortlægning af muligheder og barrierer for udvikling af fødevareerhvervet med udgangspunkt i typeprodukter. DCA rapport nr. 205.
- Olesen et al (2022). Notat om klimaforandringernes betydning for dansk landbrug. DCA. Notat om klimaforandringernes betydning for dansk landbrug - Forskning - Aarhus Universitet (au.dk)
- Palma, J.H.N., Graves, A.R., Bunce, R.G.H., Burgess, P.J., de Filippi, R., Keesman, K.J., van Keulen, H., Liagre, F., Mayus, M., Moreno, G., Reisner, Y., Herzog, F., (2007). Modelling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 320-334.

- Pardon, P., Reubens, B., Mertens, J., Verheyen, K., De Frenne, P., De Smet, G., ... & Reheul, D. (2018). Effects of temperate agroforestry on yield and quality of different arable intercrops. *Agricultural systems*, 166, 135-151.
- Pardon, P., Mertens, J., Reubens, B., Reheul, D., Coussement, T., Elsen, A., ... & Verheyen, K. (2020). *Juglans regia* (walnut) in temperate arable agroforestry systems: effects on soil characteristics, arthropod diversity and crop yield. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 35(5), 533-549.
- Quinkenstein A, Wöllecke J, Böhm C, Grünewald H, Freese D, Schneider BU and Hüttl RF (2009) Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. *Environmental Science & Policy* 12, 1112–1121.
- Reisner, Y., de Filippi, R., Herzog, F., Palma, J., (2007). Target regions for silvoarable agroforestry in Europe. *Ecol. Eng.* 29, 401–418.
- Schardey, L. (2021) Walnut – horticultural production and its functionality in agroforestry with respect to juglone challenge, 1-102. Master thesis EUR-Organic, Dept. Food Science, Aarhus University and Hohenheim University.
- Schild, S.-L. A. (2018). Giving birth outdoors: Impact of thermal environment on sows' parturition and pig-let survival. PhD, Aarhus University.
- Schutz, K. E., Cox, N. R. & Tucker, C. B. (2014). A field study of the behavioral and physiological effects of varying amounts of shade for lactating cows at pasture. *J Dairy Sci*, 97, 3599-605.
- Serrão, J.E., Plata-Rueda, A., Martínez, L.C., Zaniccio, J.C. (2022) Side-effects of pesticides on non-target insects in agriculture: a mini-review. *The Science of Nature* 109, 17.
- Smith, J., Pearce, B. D. & Wolfe, M. S. (2012). Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? *Renewable Agriculture and Food Systems*, 28, 80-92.
- Snow B. & Snow D. (1988) *Birds and berries - a study of an ecological interaction*. T & A D Poyser, Calton.
- Stadig, L. M., Tuytens, F. A. M., Rodenburg, T. B., Van Decasteele, B., Ampe, B. & Reubens, B. (2018). Interactions between broiler chickens, soil parameters and short rotation coppice willow in a free-range system. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 43, 1009-1030.
- Staton, T., Walters, R., Smith, J., Breeze, T., Girling, R. (2021) Management to promote flowering understories benefits natural enemy diversity, aphid suppression and income in an agroforestry system. *Agronomy* 11, 651. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040651>
- Staton, T., Breeze, T., Walters, R., Smith, J., Girling, R (2022) Productivity, biodiversity trade-offs, and farm income in an agroforestry versus an arable system. *Ecological Economics* 191, 107214
- Strandberg, B., Bruus, M., Axelsen, J.A. (2021a) *Plantekatalog. Planter der understøtter biodiversitet... Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 193, 46 s.*
- Strandberg, B., Sørensen, P.B., Bruus, M., Bossi, R., Dupont, Y.L., Link, M., Damgaard, C.F. (2021b) Effects of glyphosate spray-drift on plant flowering. *Environmental Pollution* 280, 116953. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116953>

- Strandberg, B., Bruus, M., Krogh, P.H., Ravnskov, S., Langer, V., Hansted, L., Sigsgaard, L., Ahrenfeldt, E.J., Andreassen, L. (2015) Natur og biodiversitet. Kapitel 3 i Jespersen, L.M. (ed.) Økologiens bidrag til samfundsgoder. Vidensyntese 2015. Pp.49-106.
- Strandberg, B., Sørensen, P.B., Damgaard, C., Bruus, M., Strandberg, M., Navntoft, S., Nielsen, K.E. (2013) Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Volume 149, 1 – 69.
- Stoekeler J.H. (1962). Shelterbelt influence on Great Plains field environment and crops. USDA Forest Service, Production Research Project No. 62
- Søndergaard, A.H. (2022) Allometric on and Carbon Storage Quantification in Apple Trees. Master thesis, University of Copenhagen, Department of Plant and Environmental Sciences
- Tsonkova P, Böhm C, Quinkenstein A and 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.
- Vandermeulen, S., Ramirez-Restrepo, C. A., Beckers, Y., Classens, H. & Bindelle, J. (2018). Agro-forestry for ruminants: a review of trees and shrubs as fodder in silvopastoral temperate and tropical production systems. *Animal Production Science*, 58.
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanneste, T., Vos, F., & Verheyen, K. (2021). Soil carbon of hedgerows and 'ghost'hedgerows. *Agroforestry Systems*, 95(6), 1087-1103.
- Varah, A., Jones, H., Smith, J., Potts, S.G. (2013) Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. *J. Sci. Food Agric.* 93, 2073–2075. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6148>.
- Wejdling, H. (2017) Biodiversitetsfremmende tiltag i agerlandet - optællinger af fugle, harer og rådyr i marker med og uden vildtplejetiltag. Dansk Ornitologisk Forening, 2017.
- Veissier, I., Van Laer, E., Palme, R., Moons, C. P. H., Ampe, B., Sonck, B., Andanson, S. & Tuytens, F. A. M. (2018). Heat stress in cows at pasture and benefit of shade in a temperate climate region. *Int J Bio-meteorol*, 62, 585-595.
- Videncentret for Landbrug, (2013). Kvæg som naturplejere. Faktaark.
- Wilson, S., Mitchell, G.W., Pasher, J., McGovern, M., Hudson, M.R., Fahrig, L. (2017) Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 83, 218 – 226.
- Wiström, B., Richnau, G., Nielsen, A.B., Gustavsson, R., Holgersen, S. (2009). Strukturige bevoksninger. *Grønt Miljø* nr. 9 (2009).