



LUND UNIVERSITY

Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande

Hedlund, Katarina; Brady, Mark ; Hanson, Helena; Hristov, Jordan; Alkan Olsson, Johanna; Smith, Henrik G.; Wilhelmsson, Fredrik

2017

Document Version:
Förlagets slutgiltiga version

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Hedlund, K., Brady, M., Hanson, H., Hristov, J., Alkan Olsson, J., Smith, H. G., & Wilhelmsson, F. (2017). *Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande*. (Rapport; Nr 6753). Naturvårdsverket.

Total number of authors:
7

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande

Slutrapport för forskningsprojekt

KATARINA HEDLUND, MARK BRADY, HELENA I. HANSON, JORDAN HRISTOV, JOHANNA ALKAN OLSSON,
HENRIK G. SMITH, FREDRIK WILHELMSSON

RAPPORT 6753 • FEBRUARI 2017



Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande

Slutrapport för forskningsprojekt

Katarina Hedlund¹, Mark Brady², Helena I. Hanson¹, Jordan Hristov¹,
Johanna Alkan Olsson¹, Henrik G. Smith¹, Fredrik Wilhelmsson¹

¹Lunds universitet, ²Sveriges Lantbruksuniversitet

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 16 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6753-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017

Omslagsfoto: Katarina Hedlund



Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet **Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande**, ett av sju projekt om ingår i inom forskningssatsningen *Värdet av ekosystemtjänster*.

Syftet med studien har varit att utveckla verktyg som kan värdera förändringar i stödjande och reglerande ekosystemtjänster kopplade till skötsel av jordbruksmark från både jordbrukarens och samhällets perspektiv. Värderingsmodellerna (verktygen) har anpassats till lokal nivå (gård), regional nivå (Skåne) och nationell nivå (Sverige) för att kunna stödja beslut om skötsel av jordbruksmark från gård till myndighet för effektiv produktion av ekosystemtjänster. Den syftar även till att vetenskapligt beskriva de värderingsverktyg och resultat från några fallstudier som projektet tagit fram. Rapporten är riktad till beslutsfattare på nationell eller regional nivå i Sverige som arbetar mot miljömål eller produktionsmål för lantbruket. Mer information om projektet finns på <http://www.cec.lu.se/sv/forskning/vesa>.

Ekosystemtjänster är grunden för vår välfärd. Ändå tar vi dem ofta för givna. Genom en ökad medvetenhet om och värdering av ekosystemtjänster kan vi påverka vår framtida välfärd och livskvalitet. Politiker, myndigheter, kommuner, företag, organisationer och enskilda kan därigenom fatta mer välunderbyggda beslut.

Forskningssatsningen *Värdet av ekosystemtjänster* är en central insats för att nå ett av etappmålen inom miljömålssystemet genom att öka kunskapen om hur ekosystemtjänster bättre kan användas i olika beslutssituationer. Etappmålet innebär att betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster senast 2018 ska vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt. Sju olika forskargrupper ingår i den omfattande satsningen som började 2014. Projekten pågår upp till tre år med avslutning senast 2016.

Rapporten är författad av Katarina Hedlund (projektledare), Helena I Hanson, Jordan Hristov, Johanna Alkan Olsson, Henrik G Smith, Fredrik Wilhelmsson från Lunds universitet och Mark Brady från Sveriges Lantbruksuniversitet och i projektet har även Hushållningssällskapet i Skåne deltagit.

Rapporten har granskats av tre oberoende granskare ur ett såväl vetenskapligt som relevansperspektiv. Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Stockholm januari 2017
Naturvårdsverket

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	8
1. INTRODUKTION	9
1.1. Värdering av ekosystemtjänster i beslutsprocesser	9
1.2. Hot mot ekosystemtjänster	11
1.3. Värdering av ekosystemtjänster	12
1.4. Syfte med projektet	13
2. KVANTIFIERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	15
2.1. Markens ekosystemtjänster	15
2.2. Ekosystemtjänster från naturliga fiender och pollinerare	16
3. VÄRDERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER PÅ GÅRDSNIVÅ: C-BANK	18
3.1. Utveckling av verktyget C-bank	18
3.1.1. Produktionsfunktioner ett sätt att kvantifiera ekosystemtjänster	18
3.1.2. Aktörers deltagande vid utveckling av C-bank	20
3.2. C-bank – Resultat	22
3.2.1. Värdering av ekosystemtjänster och effekter på jordbrukarens ekonomi	22
3.2.2. Testning av relevans och användarvänlighet	24
4. VÄRDERING AV EKOSYSTEM-TJÄNSTER PÅ REGIONAL NIVÅ	26
4.1. Regionala verktyget AgriPoliS	26
4.2. Inkludering av ekosystemtjänster i AgriPoliS	27
4.3. Policysimuleringar och resultat av värdering på regional nivå	29
5. NATIONELLA VERKTYG – KOSTNADSNYTTOANALYSER	31
5.1. Värdering av ekosystemtjänster från samhällets nytta	31
5.2. Metod och dataunderlag	33
5.3. Resultat	35
6. SLUTSATSER	38
6.1. Värdering av ekosystemtjänster – utveckling av modeller	38
6.2. Värdering av ekosystemtjänster i beslut	40
6.2.1. Hur värderar lantbrukaren jordbrukets ekosystemtjänster?	40
6.2.2. Hur värderar samhället jordbrukets ekosystemtjänster?	41
6.2.3. Hur påverkar osäkerhet om framtiden värderingen av naturkapitalet?	42
6.3. Nästa steg: Implementering av ekosystemtjänster i beslut	43
7. KÄLLFÖRTECKNING	44

8.	APPENDIX	53
8.1.	Validering av produktionsfunktioner	53
8.2.	Beräkning av jordbrukarnas vinst	53
8.3.	Beräkning av värdet på naturkapitalet	54
8.4.	Beräkning av miljöeffekter	55
8.5.	Aktörers deltagande vid utveckling av C-bank	56

Sammanfattning

Syftet med studien har varit att utveckla verktyg som kan värdera förändringar i stödjande och reglerande ekosystemtjänster kopplade till skötsel av jordbruksmark från både jordbrukarens och samhällets perspektiv. Jordbrukarens beslut rör deras produktionsbeslut som i sin tur reglerar nivån på ekosystemtjänster och som är till nytta för samhället. Värderingsmodellerna (verktygen) har anpassats till lokal nivå (gård), regional nivå (Skåne) och nationell nivå (Sverige) för att kunna stödja beslut om skötsel av jordbruksmark från gård till myndighet för effektiv produktion av ekosystemtjänster.

På lokal nivå har vi utvecklat verktyget C-bank som värderar produktion av markekosystemtjänster från jordbrukarens perspektiv. C-bank har utvecklats tillsammans med jordbrukare och dess rådgivare och omfattar de mest ekonomiskt betydande grödorna i den skånska slättbygden: höstvetete, vårkorn, höstraps och sockerbetor. C-bank kan beräkna nyttan av en högre produktion av ekosystemtjänster till lantbrukaren, genom att verktyget beräknar ekonomiska resultat i framtiden. Verktyget kan värdera markens naturliga kapital och tillhörande produktion av ekosystemtjänster vilket bidrar till jordbrukets långsiktiga produktivitet. En minskning av naturkapitalet kommer att leda till en högre användning av insatsvaror som mineralgödsel och bekämpningsmedel vilket ger en lägre skörd i framtiden. C-bank visar att värdet av att investera i naturkapital för jordbrukarna även beror på deras attityder till framtida vinster. Slutligen har förändringar i markens organiska kolhalt identifierats som en indikator av förändringar i ekosystemtjänster. C-bank finns här: <http://www.cec.lu.se/sv/forskning/vesa/verktyg-for-att-vardera-ekosystemtjanster-c-bank>

På regional nivå har vi integrerat markekosystemtjänster i verktyget AgriPoliS (Agricultural Policy Simulator) som är en ekonomisk modell som representerar jordbruksstrukturen i en viss region och kan användas för att utvärdera hur förändringar i jordbruks- och miljöpolitik påverkar jordbrukarnas beslut. AgriPoliS kan nu simulera effekterna av förändringar i styrmedel på produktion av ekosystemtjänster och i sin tur på skördenivåer och gödselbehov, samt på miljöeffekter i form av näringsläckage. För andra ekosystemtjänster som pollinering och biologisk skadedjursbekämpning pågår utveckling av modeller så att även dessa ska kunna ingå i verktyget.

På nationell nivå har vi med hjälp av kostnadsnyttoanalyser värderat förändringar i produktion av ekosystemtjänster från samhällets perspektiv. I en fallstudie där åtgärder som kan bevara naturkapitalet, har ökad frekvens av vall i växtföljder på högproduktiv åkermark simulerats fram i AgriPoliS. Kostnadsnyttoanalyser visar att det är i mindre utsträckning lönsamt för den enskilde jordbrukaren, men att styrmedel som ökar inslaget av vall i växtföljden ytterligare kan behövas för att uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå. För att utforma styrmedel behövs en utvidgning av analysen till fler åtgärder eller nya marknader för biomassa för att identifiera kostnadseffektiva styrmedel för att minska jordbrukets negativa miljöpåverkan. En sådan analys kan ge underlag till utveckling av miljöstyrmedel som idag regleras inom EUs landsbygdsprogram.

Summary

The aim of the project was to develop tools that can value changes in supporting and regulating ecosystem services related to the management of agricultural land from both the farmers' and Swedish society's perspectives. The farmer's perspective is important because it is their production decisions that regulate the flows of ecosystem services that benefit society. The valuation models (tools) have been adapted to the local (farm), regional (Scania) and national (Sweden) levels to support decisions about the management of agricultural land from the farm to government for the efficient production of ecosystem services.

At the local level, we have developed C-bank that can value changes in soil ecosystem services from the farmer's perspective. C-bank has been developed together with farmers and their advisors. Currently it includes the most economically significant crops grown on the Scanian plains: winter wheat, spring barley, winter oilseed rape and sugar beet. C-bank shows that soil natural capital (soil biodiversity) and the associated production of ecosystem services underpin long-term soil productivity. Declining natural capital will lead to increasing use of environmentally harmful inputs such as fertilizers and lower yields for a given amount of inputs in the future, while increasing natural capital will have the opposite effects. C-bank can value the benefit to the farmer of a higher production of ecosystem services, through the impact on future profits. Overall, C-bank shows that the value of investing in natural capital for the farmer will depend on their attitude to the future: the shorter their time frame, the lower the benefits to them of conserving natural capital. Finally, changes in soil organic carbon content were identified as a good indicator of changes in ecosystem services that could be monitored by farmers.

At the regional level, we have integrated soil ecosystem services in the AgriPoliS model (Agricultural Policy Simulator) which is an economic model that represents the structure of agriculture in a particular region and can be used to evaluate the effects of changes in agricultural and environmental policies on farmers' decisions. AgriPoliS can now simulate the effects of changes in policy and farmers' management practices on soil ecosystem services and, in turn, optimal yields and fertilizer input rates, as well as environmental impacts in terms of nutrient emissions. For other ecosystem services as pollination and biological control there is ongoing development to be integrated with the economic models in the future.

At the national level, we have used cost benefit analysis to value changes in ecosystem services from a society's perspective. Based on a case study of measures that can be used to conserve natural capital, grass crops in the crop rotation, was simulated in AgriPoliS. The results of the cost-benefit analysis shows, that the economic value of including grasses in crop rotations on highly productive arable land is marginal to the farmer but incentives are needed to reach an optimal level of services for society for reducing agriculture's negative environmental impacts. Extending the analysis to include more measures or financial returns for grass biomass could contribute to the identification of economically efficient measures to conserve soil natural capital. This can provide a basis for the development of environmental policy instruments currently regulated under the EU's Rural Development Program.

1. Introduktion

Projektet har tagit fram verktyg som kan värdera ekosystemtjänster och naturkapital dels i lantbrukares produktionsbeslut, men också genomfört fallstudier där metoder värderingar som kan användas som modell för att ta välgrundade beslut om jordbruks och miljö policy på regional och nationell nivå. Utvecklingen av verktygen har anpassats till Skåne som är en viktig jordbruksregion i Sverige. Verktygen har tagits fram tillsammans med avnämare genom att utveckla modeller för värdering av ekosystemtjänster och naturligt kapital på lokal, regional och nationell nivå i Sverige. Värdering av ekosystemtjänster kommer att underlätta beslut om brukningsmetod men även öka medvetenheten om värdet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster för att uppnå miljömålen samt en hållbar jordbruksproduktion.

1.1. Värdering av ekosystemtjänster i beslutsprocesser

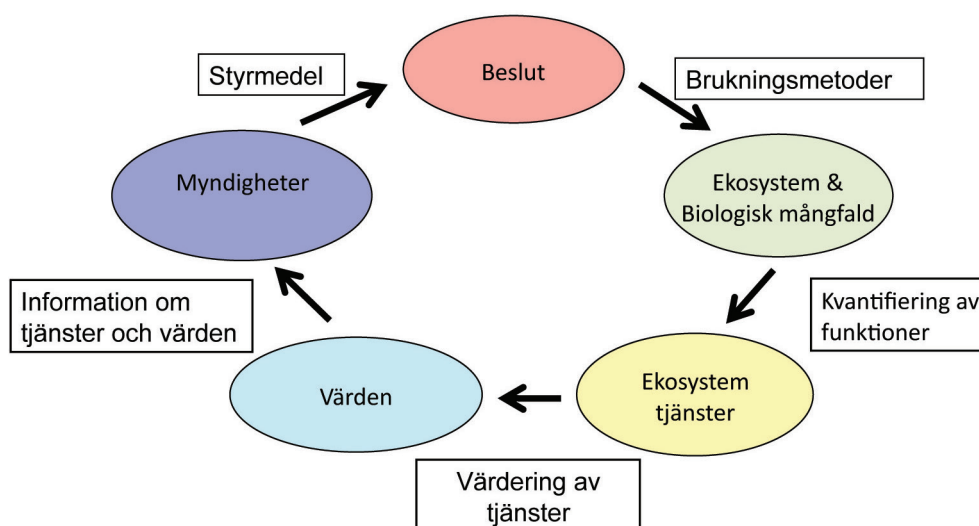
Ekosystemtjänster är de produkter och tjänster från ekosystemen som direkt eller indirekt gynnar oss människor (MEA 2005). Ekosystemens funktioner produceras av levande organismer och ekosystemtjänster kan upprätthållas av ett begränsat antal arter, men biologisk mångfald har en positiv effekt på produktionen av vissa ekosystemtjänster och kan även buffra ekosystemtjänster vid miljöförändringar (Diaz et al. 2006, Ricketts et al. 2016). Ekosystemtjänster delas vanligtvis upp i fyra kategorier: stödjande, reglerande, försörjande och kulturella tjänster (MEA 2005).

- Stödjande ekosystemtjänster är de nyttor som erhålls från grundläggande funktioner i ekosystemen, till exempel markstruktur, jordmånsbildning, fotosyntes och biogeokemiska kretslopp och är en förutsättning för alla andra ekosystemtjänster.
- Reglerande ekosystemtjänster är de nyttor som erhålls från reglerande ekosystemfunktioner, till exempel vattenrening, vattenreglering, näringsreglering, biologisk skadedjursbekämpning och pollinering.
- Försörjande ekosystemtjänster är de varor som produceras av ekosystemen, till exempel mat, trädråvaror och biomassa.
- Kulturella ekosystemtjänster är de nyttor som erhålls från de upplevelser som ekosystemen ger, till exempel närvaro av olika arter, möjlighet till rekreation och naturupplevelser.

Vikten av att inkludera biologisk mångfald och ekosystemtjänster i beslutsprocesser som berör förvaltning av våra naturresurser har lyfts i arbetet med hållbar utveckling på internationell nivå till exempel inom FN:s konvention om biologisk mångfald (Convention on Biological Diversity 2010) och EU:s strategi för biologisk mångfald (European Commission 2012). På nationell nivå har ekosystemtjänster även inkluderats i arbetet för att uppnå miljö-

kvalitetsmålen. Vidare behandlas ekosystemtjänster i regeringens betänkande ”Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster” (SOU 2013:68) med tillhörande proposition ”En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster” (2013/14:31).

Forskning om värdering av ekosystemtjänster har under en längre tid fokuserat på försörjande ekosystemtjänster som produceras inom jordbruk, skogsbruk och fiskesektorn men det är först under de senaste decennierna som man har börjat definiera, kvantifiera och värdera stödjande och reglerande ekosystemtjänster för att informera beslutsfattare (Heal 2000). Produktionen av ekosystemtjänster kan även ses som ett flöde från ekosystemens resurser, även kallat det naturliga kapitalet, vilket kan värderas liksom övriga kapital (till exempel finansiellt, mänskligt, intellektuellt) inom ekonomiska verksamheter (Costanza et al. 1997). Det finns idag några exempel på ramverk som t.ex. TEEB ”The economics of ecosystems and biodiversity” (Sukhdev et al. 2010) och ”The Natural Capital Project” (Kareiva et al. 2011) som visar hur värdet av ekosystemtjänster kan integreras i beslutsprocesser. Denna process kan visualiseras som ett flöde av funktioner från ekosystemen till samhället och genom att uppskatta storleken av flödet samt dess värde skapas ett underlag till beslutsfattande (Daily et al. 2009) (Figur 1). Ur ett planerings- och förvaltningsperspektiv gör denna värdering det möjligt att identifiera viktiga positiva och negativa återkopplingsmekanismer på biologisk mångfald i relation till värdet av ekosystemtjänster.



Figur 1. Hur ekosystemtjänster och dess värden kan integreras i beslutsfattande inom jordbruket efter Daily et al. (2009).

Inom jordbrukssektorn har fokus på en ekonomiskt bärkraftig produktion medfört en intensifiering av jordbruket på bekostnad av biologisk mångfald och ekosystemtjänster som långsiktigt både är viktigt för jordbruksproduktionen och för samhället i stort (Power 2010, Emmerson et al. 2016). I projektet

har vi utvecklat verktyg för kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster och naturligt kapital som kan användas som underlag för beslut av enskilda lantbrukare på gårdsnivå, men också i beslutsprocesser i samhället på regional och nationell nivå.

Faktaruta

Ekosystem är sammansättningen av och samverkan mellan mikroorganismer, växter och djur och deras fysiska miljö.

Biologisk mångfald är variationen av levande organismer vilket inkluderar variation inom arter, mellan arter och av ekosystem.

Ekosystemtjänster är de produkter och tjänster från ekosystemen som direkt eller indirekt gynnar oss människor, och kategoriseras vanligtvis i fyra grupper: stödjande, reglerande, kulturella och försörjande eko-systemtjänster (MEA 2005).

Naturligt kapital är naturtillgångar vilka bidrar med naturresurser och tjänster för ekonomisk produktion. Naturligt kapital inkluderar mark, mineraler, fossilt bränsle, sol energi, vatten, levande organismer och de tjänster som erhålls genom de interaktioner som sker mellan dessa element i ekologiska system (Costanza et al. 1997).

1.2. Hot mot ekosystemtjänster

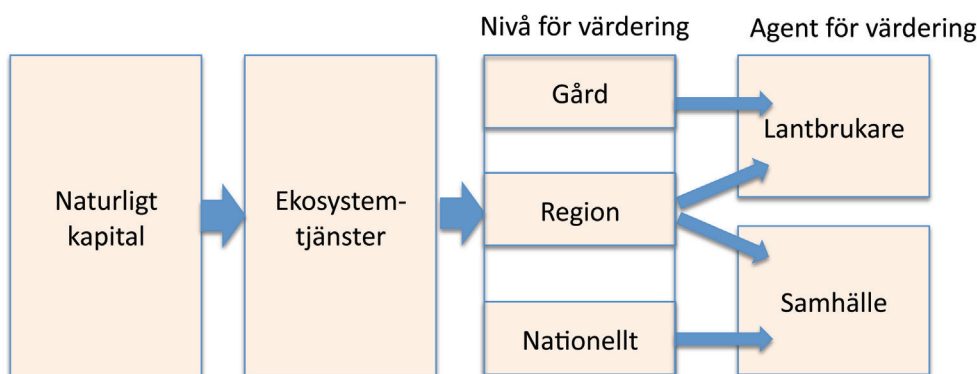
I många delar av världen, inte minst i Europa, har jordbrukets produktivitet ökat starkt genom strukturrationalisering, teknologisk utveckling och en ökad användning av insatsvaror. Detta har skett genom en minskad variation av grödor, större fält, färre naturområden i landskapet och tillförsel av mer insatsmedel, vilket i sin tur påverkat ekosystemen och den biologiska mångfalden både ovan och under markytan (Bommarco et al. 2013, Tsiafouli et al. 2015). Detta har i sin tur medfört negativa effekter på produktionen av stödjande och reglerande ekosystemtjänster (Cassman et al. 2003, Foley et al. 2011), vilket både drabbar lantbrukaren genom att markens produktivitet minskar och samhället genom att problem med till exempel övergödning ökar. Jordbruksmark kan även bidra med klimatreglerande tjänster genom att binda stora mängder kol i marken och kan därmed reducera den globala klimatförändringen (Lal 2010). Hur mycket kol som finns bundet i jordbruksmark styrs till stor del av markanvändning och jordbruksmetoder, och i dagsläget förlovar världens jordar årligen upp till 1 procent av sitt kollager (Italien – Morari et al. 2006, Norge – Riley and Bakkegard 2006a, USA – Senthilkumar et al. 2009). Jordbrukets intensifiering har också en negativ påverkan på biologisk skadedjursbekämpning och pollinering genom att de organismer som utför dessa tjänster har missgynnats (Potts et al. 2010). Dessa organismer påverkas dels av intensifiering på en lokal skala (fält/gård) genom till exempel användningen av växtskyddsmedel (Bommarco et al. 2011, Ekström and Ekbohm 2011), men också av strukturförändringar i landskapet, (Kremen et al. 2007, Smith et al. 2014).

1.3. Värdering av ekosystemtjänster

Värdering av ekosystemtjänster och naturkapital gör det möjligt för oss att kunna jämföra olika åtgärder inom jordbruket, utforma politik som ökar samhällsnyttan och för att prioritera mellan olika miljöåtgärder. En värdering av tjänster kan också öka medvetenheten om och förmedla betydelsen av ekosystemtjänster till jordbrukare såväl som beslutsfattare, vilket förbättrar möjligheterna att utforma strategier för dess produktion. Försök har gjorts att skatta det totala värdet av ekosystemtjänster (Costanza et al. 1997), men dessa skattningar av bidraget från ekosystemtjänster till människors välfärd är huvudsakligen användbara för att öka medvetenheten om dessa tjänster, snarare än stöd till beslutsfattande. Vid stöd för beslutsfattande är den centrala frågan vilka effekter besluten får, det vill säga; hur förändras värdet av ekosystemtjänster vid beslut, snarare än dess totala värde. Förluster av stödjande markekosystemtjänster inom jordbrukssektorn beräknas kosta EU-medborgare dryga 38 miljarder euro årligen på grund av en lägre livsmedelsproduktion, försämrad vattenkvalitet, högre utsläpp av växthusgaser och en minskad bördighet (Montanarella 2007). Dessa kostnader förväntas stiga i och med den pågående klimatförändringen, vilken förväntas öka frekvensen av extremt väder som i sin tur kan bidra till ökat växtnäringssläckage, jorderosion och ytterligare minskningar av markens organiska material och biologisk mångfald (IPCC 4th Assessment Report 2007, www.ipcc.ch).

För att kunna värdera förändringar av ekosystemtjänster behöver vi kvantifiera produktionen av tjänsterna och värdera dess nyttor (Pascual et al. 2015). Varor som produceras inom jordbruk (försörjande ekosystemtjänster) har ett marknadsvärde medan de stödjande och reglerande tjänsterna generellt saknar ett direkt marknadsvärde. Utan tillräcklig kunskap om betydelsen av stödjande och reglerande ekosystemtjänster kan lantbrukaren inte bedöma värdet av dessa för sin produktion och kan därför inte heller optimera produktionen av ekosystemtjänsterna. Vissa ekosystemtjänster som har ett högre värde för samhället än för lantbrukaren, till exempel retention av näringsämnen i marken riskerar att underproduceras eftersom jordbrukaren inte tar hänsyn till samhällets nytta av markens ekosystemtjänster. För att kunna utforma styrmedel som ökar produktionen av tjänster för samhällets nytta behövs en värdering av dessa bidrag till jordbruksproduktionen.

Vid värderingen är det därför viktigt att identifiera mottagaren eller användaren av tjänsterna som antingen är lantbrukaren eller samhället, se figur 2. Det går att värdera både det naturliga kapitalet såväl som produktionen av tjänster från ekosystemen, vilka kan värderas på olika nivåer (lokal, regional, nationell). I vår analys av ekosystemtjänster utgår vi från miljöeffekterna av en förändrad jordbruksproduktion och uppskattar det ekonomiska värdet av dessa miljöeffekter för samhället, såväl som effekter på lantbrukarens ekonomi.



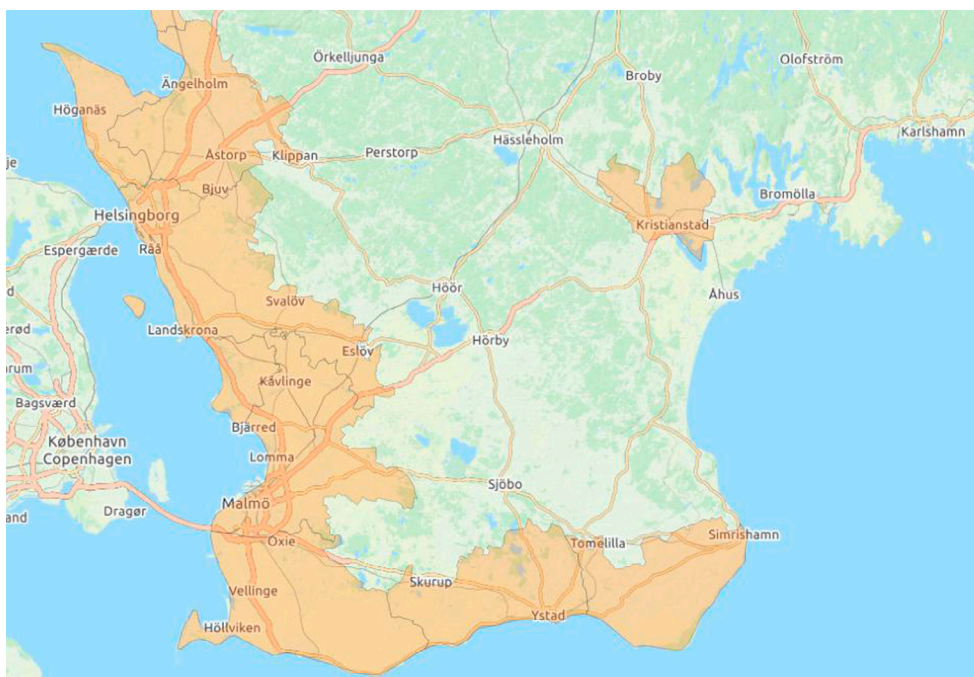
Figur 2. Värdering av naturligt kapital och ekosystemtjänster görs i projektet på tre nivåer och för lantbrukare såväl som samhället.

1.4. Syfte med projektet

Syftet med projektet är att ta fram **verktyg** för att **värdera ekosystemtjänster inom jordbruket för effektivt beslutsfattande**, och genomförs inom Naturvårdsverkets satsning ”Värdet av ekosystemtjänster”. Verktygen har utvecklats för värdering på tre olika nivåer: lokal nivå (gård), regional nivå (Skåne) och nationell nivå (Sverige).

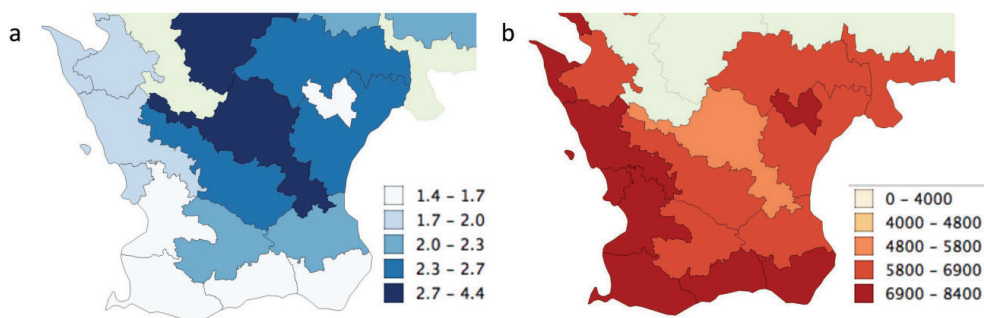
- På **lokal nivå** har vi designat ett webbaserat verktyg (C-bank) som kan användas av jordbrukare och dess rådgivare för att värdera stödjande markekosystemtjänster på gårdsnivå och därmed utgöra stöd vid beslut gällande markanvändning och brukande.
- På **regional nivå** har vi utvecklat en agentbaserad ekonomisk modell (AgriPoliS ”Agricultural Policy Simulator”) för att utvärdera vilken samlad effekt olika typer av markanvändning och miljöåtgärder har på produktionen av ekosystemtjänster som en del av jordbrukarnas ekonomi.
- På **nationell nivå** har vi använt metoden kostnadsnyttoanalys för att beräkna samhällsekonomiska effekter av åtgärder som leder till mer ekosystemtjänster jämfört med nuvarande odlingsmetoder. Med en fallstudie illustreras hur ekonomiska modeller och värderingstekniker kan användas för att utvärdera effekterna av specifika åtgärder som avser en förbättrad produktion av ekosystemtjänster inom jordbruket.

Studieområdet utgörs av den del av Götalands södra slättbygder (GSS) som ligger i Skåne (Figur 3). Denna del av Sverige har bland de bördigaste jordarna i Europa och landskapet domineras av jordbruksmark, cirka 80 procent (Hanson et al. 2015), vilken domineras av växtodling. De vanligaste grödorna är höstvetete, vilket 2015 odlades på cirka 71 500 ha, följt av vårkorn (58 500 ha), höstraps (22 000 ha) och sockerbetor (31 500 ha). Perenna gräsmarker utgör cirka 14 procent av den totala arealen, vilket inkluderar både vall och betesmarker.



Figur 3. Skånes slättbygd markerad med gult.

De skördeområden som ligger i Skåne kan jämföras med data för markens kolhalt för samma regioner. De områden som har lägst kolhalter har dessutom de högsta skördarna av höstveten i Sverige (Figur 4). Det finns en stark koppling mellan bruksmetoder och minskade kolhalter i marken, som kan förklaras av till exempel växtföljder och odlingsintensitet (Poeplau et al. (2015).



Figur 4. (a) Markens kolhalt (procent C) och (b) normal skörd av höstveten 2013 (kg/ha) för Skånes skördeområden. Skördedata från SCB samt Hushållningssällskapet Skånes databas av mullhalter.

2. Kvantifiering av ekosystemtjänster

2.1. Markens ekosystemtjänster

Markens organismer understödjer jordbruksproduktionen genom processer och funktioner som i slutändan genererar stödjande ekosystemtjänster som t.ex. i) nedbrytning av organiskt material som bidrar till tillväxt hos grödor, ii) retention av näringsämnen som kol och kväve som är bundet i organismer och organiskt material i marken, iii) förbättrad jordstruktur vilken ökar markens vatteninfiltration och vattenhållande förmåga (Barrios 2007, Wall et al. 2012). Markorganismer bidrar även med reglerande tjänster som i) nedbrytning av föroreningar vilket producerar rent grundvatten, ii) retention av kol i det organiska materialet, vilket minskar växthusgasers påverkan i atmosfären, iii) biologisk bekämpning av skadedjur och sjukdomar. Även om alla de ovan nämnda ekosystemtjänsterna är av betydelse för jordbrukarens ekonomi samt för samhället i stort, så saknas kunskap om vilken reell betydelse detta har för jordbruksproduktion och jordbrukarens ekonomi.

Den biologiska mångfalden av mikroorganismer i marken, vilka utgör mer än 95 procent av alla markorganismer och dess funktioner i marken, är enorm och till stor del okänd (Manoharan et al. 2015). Därför är det inte möjligt att använda sig av detaljerad data om markens funktion eller mångfald för att göra generella antaganden om ekosystemtjänsters produktion. För att kunna kvantifiera och värdera markens ekosystemtjänster behövs därför en indikator som är korrelerad till dess mångfald och funktion (Bardgett et al. 2005, de Vries et al. 2013). I denna studie använder vi markens organiska kolhalt som en indikator för markens biologiska mångfald (Tsiafouli et al. 2014), samt ett antal stödjande ekosystemtjänster (Endale et al. 2010, Williams and Hedlund 2014). Detta gör vi med utgångspunkt i kunskapen att organiskt material används som en energikälla av majoriteten av organismerna och är därför korrelerat till en rad funktioner (Bauer and Black 1994). Vidare, anses markens kolhalt vara en viktig faktor för att bedöma markkvalitet och jordbruksproduktion och kan därför accepteras som indikator även av lantbrukare (Johnston et al. 2009).

Jordbruksmetoder som mekanisk markbearbetning, växtföljder med få grödor, låg tillförsel av organiskt material och öppen jord som orsakar erosion, kan minska den biologiska mångfalden i marken och därmed den organiska kolhalten (Paul et al. 1997, Pan et al. 2009, Luo et al. 2010, Palm et al. 2014). Den årliga förlusten av organiskt material i marken vid enbart växtodling kan verka liten, vanligtvis handlar det om en relativ årlig förändring av 0,2–1 procent organiskt kol. Men i ett längre tidsperspektiv (>20 år) ger även en sådan minskning upphov till omfattande förluster av markens kol, vilket minskar markens produktion av stödjande och reglerande ekosystemtjänster (Davidson and Ackerman 1993, Riley and Bakkegard 2006b, Sanderman and Baldock 2010, Meersmans et al. 2011), se Tabell 1. För att upprätthålla

höga nivåer av kol i marken behövs en tillförsel av organiskt material samt att markytan är täckt av växtlighet. Detta kan ske i form av stallgödsel, avloppsslam, kompost (Persson and Kirchmann 1994, Blair et al. 2006, Liu et al. 2014), skörderester såsom halm som lämnas kvar på åkern eller fånggrödor och baljväxter (Thomsen and Christensen 2004). Växtrötter producerar en stor mängd olika kolföreningar som skapar en betydande del av markens kolhalt (Kätterer et al. 2011). För att öka kolhalten genom växternas rötter krävs att marken är täckt av växtlighet under året, till exempel genom att inkludera fleråriga grödor i växtföljden (Christensen et al. 2009, Luo et al. 2010) eller genom att minska intensiteten på markbearbetningen (Wang et al. 2011, Clay et al. 2012).

Tabell 1. Den årliga förändringen av markens kolhalt vid olika brukningsmetoder. Dessa används som underlag i de scenarier som testas i verktygen.

Brukningsmetod	Relativ ändring av C	
	% per år	Land
Intensiv växtodling	-1,0%	UK
Mineralgödning	-0,5%	SE
Stallgödsel (5 ton/ha)	-0,2%	SE
Halm återförs (3 ton/ha)	-0,2%	DK
Brukningsmetod	Relativ ändring av C	
	% per år	Land
Täckgrödor	0,2%	FR
Halm återförs (12 ton/ha)	0,3%	DK
Stallgödsel (35 ton/ha)	0,4%	UK
Vall 2 år (i 8 årig växtföljd)	0,3%	SE
Miscanthus gräs – Biogröda	2,0%	US

2.2. Ekosystemtjänster från naturliga fiender och pollinerare

Produktionen av grödor kan gynnas av ekosystemtjänster som utförs av organismer ovan marken, till exempel bin som pollinerar blommande grödor och naturliga fiender som utför biologisk kontroll av skadegörare (Bianchi et al. 2006, Klein et al. 2007). Medan ekosystemtjänster som till exempel kolinlagring i marken kan modelleras på en fältskala (till exempel effekter av metoder för markbearbetning), kräver kvantifiering av effekter av åtgärder som påverkar pollinering och biologisk kontroll ett landskapsperspektiv eftersom de utförs av organismer som är rörliga på större skalor och därmed påverkas av hur markanvändningen i hela landskapet ser ut (Kremen et al. 2007). Om det till exempel finns god tillgång på boplatser och födoresurser i landskapet under perioder när grödan inte blommar, ökar tillgången på pollinerare under grödans blomning (Andersson et al. 2014, Rundlöf et al. 2014, Persson et al. 2015). På samma sätt kan mängden naturliga fiender till skadegörare i grödan, så som jordlöpare, parasitoider och spindlar, påverkas av tillgången på mer eller mindre ostörda habitat i landskapet som de kan sprida sig ifrån.

Potentialen för pollination och biologisk kontroll kan förutsägas med enkla statistiska modeller som relaterar pollination av grödor och kontroll av skadegörare till hur det omgivande landskapet ser ut. Risken är dock att dessa modeller bara är tillämpliga i de landskap där de utvecklats, då effekter av en åtgärd beror av landskapets struktur (Rundlöf et al. 2008). Vi har därför i en rad andra projekt utvecklat så kallade processbaserade modeller som kan förutsäga potentialen för pollinering av grödor och kontroll av skadegörare i olika typer av landskap. Genom att utveckla modeller som baseras på hur organismers populationer och rörelser i landskapet påverkas av tillgång på olika resurser, inklusive sådana som jordbrukare kan påverka, kan de användas generellt i olika typer av landskap. Dessa modeller är under utveckling för att integreras i de värderingsverktyg som vi anpassat till landskapsskala (Olsson et al. 2015). De producerar underlag för ekonomiska analyser, så att konsekvenser av olika typer av åtgärder för skörden av grödor kan kvantifieras. På samma sätt som för markbaserade ekosystemtjänster, är det rättframt att integrera dessa modeller i beslutsverktyg som jordbrukare kan använda som tex agripolis, men det bör ske på landskapsnivå, så att beslut kan koordineras på samma skala som den där ekosystemtjänster genereras (Stallman 2011, McKenzie et al. 2013).

3. Värdering av ekosystemtjänster på gårdsnivå: C-bank

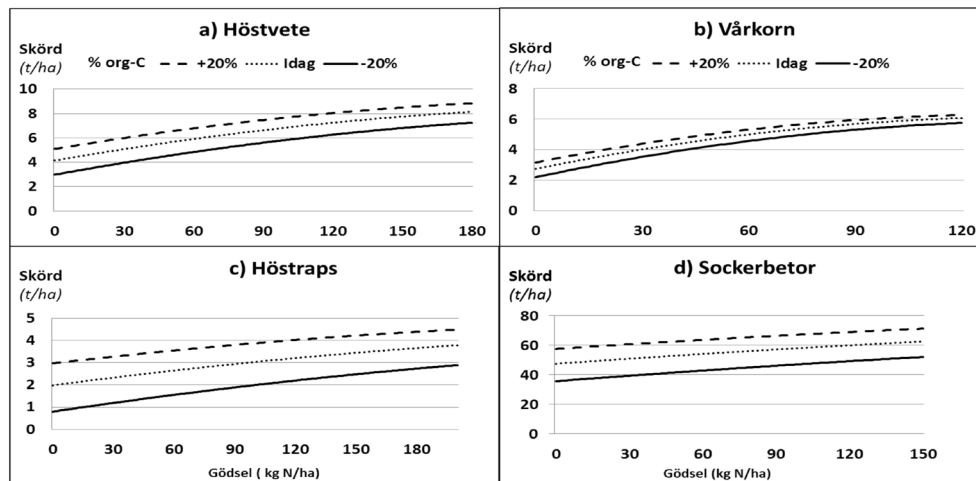
Vi har i projektet utvecklat det webbaserade verktyget **C-bank**, som kan användas av jordbrukare och rådgivare inom jordbrukssektorn för att värdera ekosystemtjänster. Verktyget visar hur man genom olika åtgärder långsiktigt kan öka markens naturkapital genom att öka markens kolhalt och därmed markorganismers aktivitet. Genom att använda verktyget kan jordbrukare optimera sin skörd genom att välja mellan olika odlingsmetoder eller växtföljder. C-bank fokuserar på ekosystemfunktioner som är relaterade till markens kolhalt och använder därför den som en indikator av mängden ekosystemtjänster från marken. C-bank finns nu i en testversion (C-bank.lu.se) och har en typisk växtföljd för Skånes slättbygd med fyra grödor (höstvetete, vårkorn, höstraps och sockerbetor) och några odlingsmetoder som påverkar kolhalten i marken. Verktyget är än så länge bara utvecklat för Skånes slättbygd, men kan utvecklas till att täcka fler växtföljder och regioner.

3.1. Utveckling av verktyget C-bank

3.1.1. Produktionsfunktioner ett sätt att kvantifiera ekosystemtjänster

För att beräkna värdet av stödjande ekosystemtjänster är det nödvändigt att kvantifiera deras bidrag till jordbrukarnas inkomst. För att göra detta har vi definierat en så kallad produktionsfunktion som relaterar skörd till ekosystemtjänster som producerats av markorganismer och insatsvaror som till exempel mängd gödselmedel. Då produktionsfunktionen baseras på både tillförseln av gödselmedel och ekosystemtjänster, indikerat av kolhalten i marken, är det möjligt att bestämma vilken effekt en förändring i markens kolhalt (det vill säga en förändring av markekosystemen) har på skörden och hur tillförseln av gödselmedel ger en viss skörd. Det betyder att med hjälp av produktionsfunktionen kan man avgöra hur en viss mängd av ekosystemtjänster bidrar till skörden.

Vi har definierat produktionsfunktioner med hjälp av data från fältförsök, genom att använda skörd (kg/ha), och tillförsel av varierande mängd gödselmedel (kg N/ha) på fält med olika kolhalter (% C). De data som används i skattningarna av funktionerna kommer från data från SLUs långtidsförsök ”Svenska bördighetsförsöket” (Carlgren and Mattsson 2001). En kvadratisk produktionsfunktion gav den bästa passformen till observationerna från långtidsförsöket (Figur 5, (Brady et al. 2015)).



Figur 5. Produktionsfunktioner för den skånska slättbygden som har kalibrerats till dagens normskördar och ekonomisk optimal gödsel mängd a) höstvetete 7 900 kg/ha och 160 kg N/ha, b) vårkorn 5 700 kg/ha och 91 kg N/ha, c) höstraps 3 600 kg/ha och 172 kg N/ha, och d) sockerbetor 60 000 kg/ha och 120 kg N/ha.

Kurvorna i respektive figur (Figur 5 a–d) visar hur stor skörden blir vid tillförsel av olika mängder gödselmedel och kolhalter för respektive gröda. Kurvan i mitten illustrerar skörd för olika mängder gödselmedel med nuvarande kolhalt. Den övre kurvan visar samma relation men med en 20 procent relativt högre kolhalt och den nedre kurvan illustrerar en 20 procent relativt lägre kolhalt. De uppskattade produktionsfunktionerna visar att skörden ökar vid tillförsel av gödselmedel upp till en maximal nivå som varierar beroende på markens kolhalt (det vill säga är olika för de tre kurvorna för respektive gröda). För en viss mängd gödselmedel blir skörden större ju högre kolhalten är i marken. Med högre kolhalter i marken minskar mängden gödselmedel som behövs för att uppnå en viss skörd, eftersom ekosystemtjänsterna bidrar till skörden.

Den maximala skörden är dock inte den ekonomiskt optimala skörden, det vill säga den skörd som ger högst vinst, eftersom det finns en kostnad för att öka skörden genom att tillföra mer gödselmedel. Därför ligger alltid den ekonomiskt optimala skörden under den maximala skördenivån (Ekvation 4 i Appendix 8.2). Man kan i princip avläsa den ekonomiskt optimala användningen av gödselmedel från figur 5 a–d om man tar hänsyn till relationen mellan kostnaden för att tillföra gödselmedel och priset på skörden (båda i SEK per kg). Den optimala användningen av gödselmedel innebär att gödsel ska tillföras tills vinsten inte ökar vid ytterligare tillförsel. Vi kan konstatera från figur 5 att den optimala mängden gödselmedel minskar med högre kolhalt. Detta beror på att ekosystemtjänster (i synnerhet näringsretention) är ett substitut för gödselmedel, och därför blir marginaleffekten av att tillföra gödselmedel lägre vid högre kolhalter. Med andra ord blir marginalnyttan (intäkten), av att tillföra gödselmedel lägre vid hög kolhalt och högre vid låg kolhalt. Därför minskar den ekonomiskt optimala användningen av gödselmedel vid högre kolhalt.

Verktyget C-bank är anpassat till jordbruk i Skånes slättbygd, trots att denna region kan uppfattas som homogen finns det skillnader i bördighet och kolhalt inom området (se Figur 4). För att anpassa C-bank till förutsättningar för enskilda gårdar är det därför nödvändigt att kalibrera eller anpassa den uppskattade produktionsfunktionen till lokala förhållanden. Kalibrering är en viktig del av utvecklingen av modeller där man gör en systematisk anpassning för att modellens resultat ska motsvara verkliga observationer (se Appendix 8.1 för mer detaljerad information). Vid kalibreringen av produktionsfunktionen har vi fokuserat på beslut kring tillförsel av kvävegödsel medan vi antar att tillförseln av andra gödsel- och insatsmedel (P, K och kemikalier) är relaterade till kvävegivan.

Genom att integrera produktionsfunktionen i en modell av jordbrukares ekonomi, den ekologiska-ekonomiska modellen som vi kallar C-bank, utvärderas effekten av olika odlingsmetoder på jordbrukarens framtida produktion och inkomster. Vi antar i C-bank att jordbrukare strävar efter att maximera sina vinster då vi studerar kommersiella jordbruksföretag. C-bank kan användas för att beräkna effekterna av förändringar i kolhalten på den optimala skörden och tillhörande gödselmedelstillförsel samt jordbrukarens vinst (modellen beskrivs matematiskt i Appendix 8.2) och på det sättet synliggöra värdet av markens ekosystemtjänster för jordbrukaren. C-bank verktyget hittas här: <http://www.ccc.lu.se/sv/forskning/vesa/verktyg-for-att-vardera-ekosystemtjanster-c-bank>

3.1.2. Aktörers deltagande vid utveckling av C-bank

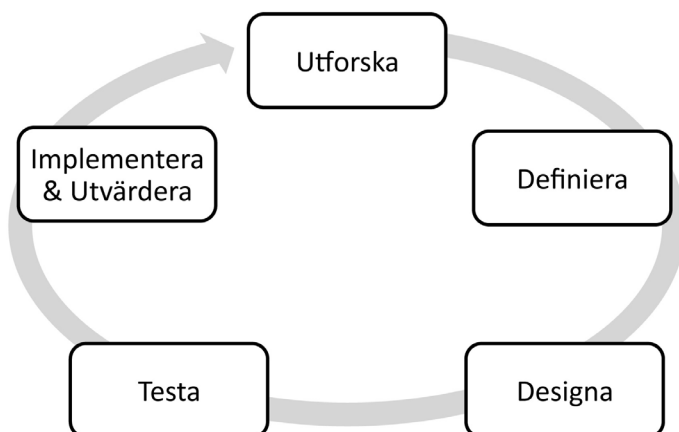
En stor utmaning i arbetet med C-bank var att skapa ett beslutsverktyg som är användbart för de aktörer som har möjlighet att påverka användningen eller uttaget av naturresurser, i detta fall jordbrukarna själva. Brukare av jorden har alltid haft ett långsiktigt perspektiv på markens naturliga kapital men med låga priser på externa insatsmedel har det kommit i skymundan (Burt 1981). Ett ökat fokus på en hållbar naturresurshushållning, som bland annat lett till introduktionen av begreppet ekosystemtjänster, har skapat ett behov av en ny typ av samarbete mellan olika vetenskapliga inriktningar och policysfären vilket gett möjligheter men också en lång rad utmaningar (Yearley 2006, Chan et al. 2012, Primmer and Furman 2012, Davies et al. 2015).

Inspirerat av denna forskning valde vi att utveckla verktyget C-bank genom deltagande design. Deltagande design är en metod som används för att aktivt involvera framtida användare i designprocessen av olika typer av produkter för att säkerställa att den uppfyller användarnas behov (Schuler and Namioka 1993). Termen deltagande co-design eller co-development används på en mängd olika områden, inte minst inom mjukvaruutveckling (Bodker 1996, Kensing and Blomberg 1998) och produktutveckling (Perry and Sanderson 1998), men begreppet används även allt oftare i olika former inom hållbar stadsplanering (Kuiper 2007, Franz 2015) och jordbruksförvaltning (Olsson et al. 2011, Cerf et al. 2012, Schaap et al. 2013). Syftet med dessa processer är att skapa besluts- och förändringsprocesser som är mer lyhörda för och anpassade till framtida användares kulturella, socioekonomiska och praktiska behov (Manzini and Rizzo 2011).

Det finns två huvudingredienser i en deltagande-design-process; den ena är strukturen på processen och den andra är de medverkande deltagarna eller aktörerna. När man använder sig av deltagandeprocesser i forskning och utveckling är det dock viktigt att tydliggöra vad man menar, och vilken ambitionsnivå man har med deltagandet, för att undvika diskussioner kring deltagande som disseminations klichée (Cornwall and Jewkes 1995).

Processen

Det finns många sätt som en deltagande-design kan utformas på, i detta fall har vi valt att dela upp processen i fem steg inspirerat av Schuler and Namioka (1993) (Figur 6). Steg 1, ”utforska”, har huvudsakligen gjorts innan projektet startade. Steg 5, ”implementera och utvärdera”, är också huvudsakligen utanför projektets fokusområde men uppmärksammas i slutsatserna relaterade till detta avsnitt. Vi har valt att beskriva processen som cirkulär. Detta beror på att det handlar om att utveckla ett verktyg med utgångspunkt från befintlig kunskap om markens produktionsfunktioner, tillgänglig data och att försöka skapa ett verktyg som kan användas eller integreras i existerande rådgivningsstrukturer (Greppa Näringen och Hushållningssällskapet). I en tabell i Appendix 8.4 ges en överblick över de aktiviteter som skett i de olika processerna vid utvecklandet av C-bank.



Figur 6. Schematisk bild över faserna i deltagande design processen.

Detaljerad beskrivning av innehållet i deltagande-design processen.

1. Utforska: Forskning och insamling av bakgrundsinformation kring problemet och problemets kontext.
2. Definiera: Tydliggörande av designproblemet genom identifiering av huvudaktörer, deras behovspreferenser och deras beslutskontext.
3. Designa: Utvecklande av ett utkast av det som ska designas. Syftet med detta steg är att på ett icke kostsamt sätt, genom enkla medel, i detta fall en powerpoint, skapa utkast av det som ska designas och samla in aktörers uppfattning kring utseende, innehåll och funktion.

4. Testa: I detta steg ingår utvecklandet och testandet av en mer färdig produkt, i detta fall online verktyget C-bank med rådgivare och jordbrukare med ett fokus på användarvänlighet men också innehåll.
5. Implementera och utvärdera: Slutgiltig produkttestning utanför gruppen av identifierade huvudaktörer, och i relation till relevanta policy-processer planera inför framtiden.

Aktörer

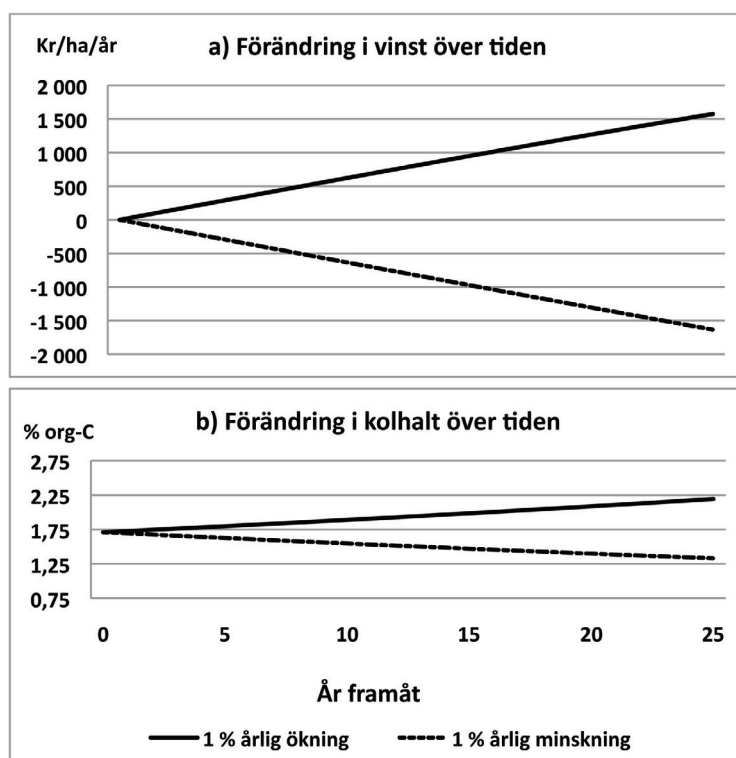
Det finns många sätt att definiera de aktörer som är eller bör vara med i en deltagande designprocess. Vi har i detta projekt valt att fokusera på slutanvändarna av verktyget, det vill säga jordbrukare och rådgivare från Hushållningssällskapet Malmöhus (<http://hushallningssallskapet.se/>) och Greppa Näringen (<http://www.greppa.nu/>). För att bättre kunna dra slutsatser och diskutera processen har vi även valt att inkludera två andra aktörer, forskaren och modellen. I projekt som utvecklar vetenskapligt baserade modeller där expertkunskap är viktig, som i detta fall, blir forskaren en viktig aktör.

Modellen (i detta fall produktionsfunktioner) i kombination med tillgängligheten på data kan agera som en aktör, där den utgör en förenklad bild av verkligheten som andra aktörer kan enas om. Beroende på hur tekniskt komplex modellen är, om den kan eller inte kan modellera det som slutanvändare önskar eller om det tar forskningstid att utveckla modellen till att inkludera slutanvändares behov, kan man säga att modellen agerar i ett socialt sammanhang.

3.2. C-bank – Resultat

3.2.1. Värdering av ekosystemtjänster och effekter på jordbrukarens ekonomi

Simuleringar med C-bank visar på vikten av att upprätthålla stödjande ekosystemtjänster både för jordbrukarnas ekonomiska situation och för en långsiktig hållbar jordbruksproduktion (figur 7a). Om jordbrukaren fortsätter att bruka marken med de metoder som används i dagsläget minskar skörden för höstvetete med cirka 40 kg/ha per år i Skåne (Brady et al. 2015). På kort sikt är det inte troligt att jordbrukare uppmärksammar en skördeeffekt av en lägre kolhalt eftersom mellanårsvariationen (väderberoende) i skörd är relativt stor. Den var exempelvis 100 kg per hektar för vetete under perioden 1970–2000 (Ordon 2011). En begränsad minskning av kolhalt kan delvis kompenseras av ett ökat tillskott av gödselmedel, vilket dock innebär ökade utgifter och lägre vinster för jordbrukarna (figur 7b). En minskande kolhalt har därför en större inverkan på vinsten än på skörden (kg/ha) från fältet (figur 5). Om inte jordbrukaren beaktar de långsiktiga effekterna av förändringar i ekosystemtjänster, kommer troligtvis dess värde att underskattas. C-bank är därför utvecklad för att värdera effekterna av förändringar i ekosystemtjänster på lång sikt, för att de ska kunna inkluderas i jordbrukarnas beslutsunderlag.

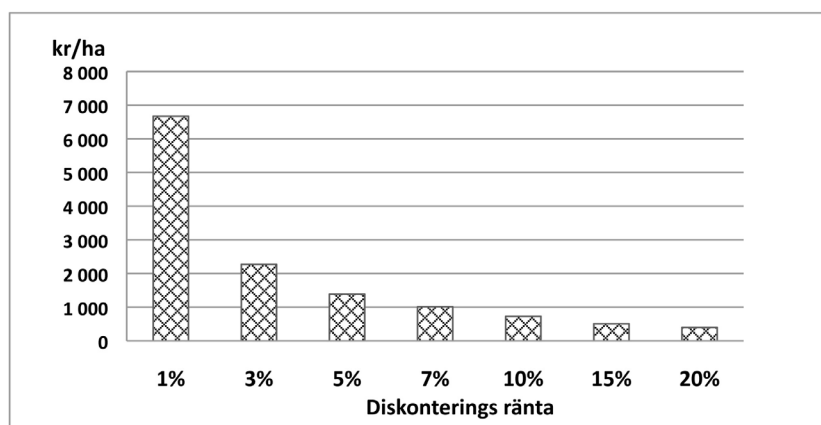


Figur 7. Förändring i a) jordbrukarens vinster relaterat till b) en årlig en procentig relativ ökning eller minskning av kolhalt i åkermark i Skåne.

Informationen i figur 7 räcker dock inte som beslutsunderlag för jordbrukare eftersom de behöver kunna summera effekterna på framtida vinster för att avgöra vilka investeringar i naturkapitalet som är lönsamma. Det kan göras genom att räkna ut nuvärdet av alla framtida inkomster där valet av diskonteringsränta används för att kunna jämföra vinster från olika tidsperioder. I figur 8 har värdet av en relativ förändring av kolhalten med en procent per år beräknats för jordar i Skånes slättbygd med olika diskonteringsräntor. Värdet kan tolkas som förändringen i en jordbrukares välstånd om markens naturliga kapital minskar med en procent relativt nuvarande värde. Figuren visar att en jordbrukares syn på värdering av framtida intäkter kommer att ha stor inverkan på vilket värde ett bevarande av markens naturliga kapital har för dem.

Om en jordbrukare utgår från en diskonteringsränta som är runt en procent skulle det vara värt att investera upp till cirka 6 500 kr/ha för att förhindra en minskning av markens naturliga kapital, medan en jordbrukare inte skulle göra investeringar för mer än cirka 400 kr/ha om de kräver en stor avkastning på investeringar, det vill säga 20procent diskonteringsränta. Idag är kunskapen om kostnader för åtgärder att bevara naturkapitalet låg. C-bank kan här fungera som ett verktyg för att kvantifiera och informera om dessa fördelar för både jordbrukaren och samhället.

Troligtvis underskattar C-bank värdet av att bevara naturkapitalet eftersom den inte tar hänsyn till ekosystemtjänsters möjligheter att reducera risker för jordbrukaren. En högre kolhalt, som indikerar en högre biologisk aktivitet, kan minska risken för skador på grödorna vid extremt väder (Cong et al. 2014b).



Figur 8. Ökning (minskning) i värdet på jordbrukarens naturliga kapital givet en 1 % relativ ökning (minskning) i kolhalt för olika diskonteringsräntor.

3.2.2. Testning av relevans och användarvänlighet

Vi har i deltagandeprocessen fokuserat på resultat kring faserna ”Definiera”, ”Designa” och ”Testa” vid utvecklingen av verktyget.

Definiera: I aktörsanalysen framstod jordbrukare och jordbruksrådgivare som de främsta slutanvändarna av ett framtida verktyg. Fokus låg under denna fas på att (i) tydliggöra existerande rådgivningssystem och (ii) identifiera vad existerande modeller, både de som forskare utvecklat och de som används i *Greppa näringens* rådgivning, kan användas till och hur de kompletterar varandra. De första mötena samt kontakter relaterade till dessa möten, handlade framförallt om att skapa förståelse och förtroende för varandras sätt att arbeta och respektive modellers styrka.

Designa: Under denna del handlade det främst om verktygets innehåll samt hur detta kunde presenteras. Från forskarnas sida handlade kommentarer om utseendet huvudsakligen om frågor kring presentation; kartor eller siffror samt diskussioner kring antalet grödor i växtföljden som var möjliga att ta med samt vilka scenarier som var möjliga/mest relevanta att modellera. Från rådgivarna handlade det också om presentation, men också, framförallt från Hushållningssällskapet sida om verktygets kontext, hur det kan introduceras och hur legitimitet kan skapas hos jordbrukarna, alltså kring uppbyggandet av användningskontexten för att skapa legitimitet för verktyget. Möjligheten att använda C-bank eller något liknande verktyg för att åskådliggöra förlusten av markens naturliga kapital vid skapande av arrendekontrakt av mark, ansågs som en intressant användningsmöjlighet. Länsstyrelsens kommentarer handlade mycket om möjligheten att koppla beräkningar av värdet av kol i marken till olika typer av åtgärder och åtgärdspaket.

Testa: I denna fas där verktygets möjligheter och avgränsningar blev mer tydligt, diskuterades ganska ingående hur flexibelt verktyget skulle kunna göras, med möjligheten att kunna göra både en mer generell beräkning av kol i marken (vanligaste grödor och åtgärder) och en mer detaljerad där det finns ett större antal grödor. Den enklare beräkningen kan användas i en läroprocess och den mer avancerade i den långsiktiga planeringen på en gård. Här blev utvecklingen

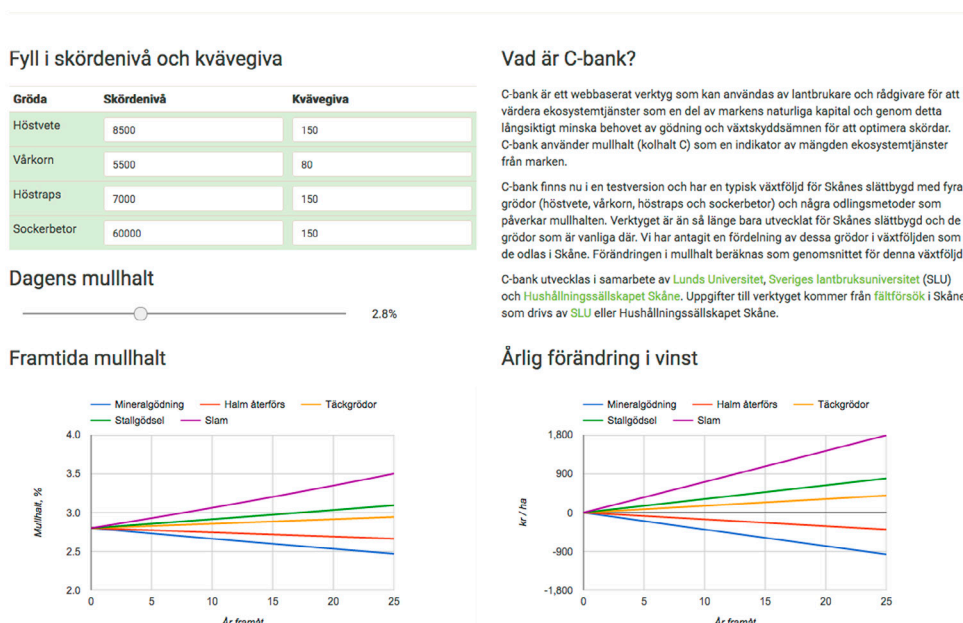
av verktygets utseende och funktion ett sammanslaget resultat av de grödor och de åtgärder som kunde modelleras. Från jordbruksrådgivarnas perspektiv fann man en poäng med att använda sig av en ganska generell växtföljd då de menade att det viktigaste var att förmedla huvudpoängen: att en ensidig odling minskar jordens kolhalt på lång sikt. Resultaten från testningen av verktyget visar också att generella scenarier för en förändrad växtföljd är något som verkar vara lätt för de flesta jordbrukare att förstå och använda sig av.

Dock efterfrågade många att både listan på grödor och åtgärder måste utökas för att verktyget verkligen skulle kunna användas i reell planering. Majoriteten av rådgivarna och jordbrukarna menade dock att denna typ av verktyg snarare kan användas i samband med att man ger rådgivning och gärna i kombination med markkartering. Många jordbrukare kommenterade att de för denna typ av beslut hämtar idéer från olika informationskällor (faktatexter och fallstudier). Men C-bank, menar de, om dess resultat uppfattas som säkra, kan också utgöra en beslutsgrund.

C-banks utseende: C-bank verktyget kan man hitta via VESA-projektets webbplats under Centrum för miljö och klimatforskning, med direktlänken: <http://c-bank.lu.se/>. På C-banks första sida (figur 9) kan man som jordbrukare eller rådgivare, för upp till fyra förutbestämda grödor fylla i sin eller en generell skördenivå, mullhalt och kvävegiva. Resultaten av beräkningarna visas i två figurer, den första figuren figur 9 visar med olivfärgade linjer den framtida kolhalten av en växtföljd för fem olika scenarier (mineralgödning, återförsel av halm, täckgrödor, stallgödsel och slam). Den andra figuren visar den årliga förändringen i vinst för de olika scenarierna.

C-BANK kalkyl

Höj din mullhalt, öka din framtida vinst!



Figur 9. Skärmbild från webbsidan för verktyget C-bank.

4. Värdering av ekosystem-tjänster på regional nivå

4.1. Regionala verktyget AgriPoliS

På regional nivå har vi utvecklat delar av AgriPoliS (Agricultural Policy Simulator) som är en agentbaserad regional ekonomisk modell som representerar jordbruksstrukturen i en viss region samt testar hur olika typer av styrmedel och marknaden påverkar jordbrukarnas beslut (Happe et al. 2006, Kellermann et al. 2008, Brady et al. 2012). Modellen har en fördelning av olika typer av gårdar som utgår från regional statistik om gårdar, skördar, markanvändning och ekonomi. Att modellen är agentbaserad kan beskrivas som att utvecklingen i den region man simulerar är ett resultat av hur agenterna, som i det här fallet representeras av enskilda lantbruk, interagerar med varandra på en arrendemarknad i konkurrens om jordbruksmarken i deras närhet. Till skillnad från modeller som till exempel CAPRI (2011) som modellerar jordbruket på en större skala, för att återge vad som produceras i ett land och hela EU, är AgriPoliS en regional modell som fokuserar på enskilda, mindre regioner, i detta fall Götalands södra slättbygder i Skåne (GSS). Den högre detaljeringsgraden som finns i AgriPoliS är önskvärd för modellering av miljöeffekter och ekosystemtjänster som är beroende av lokala förutsättningar.

Data i AgriPoliS omfattar variation bland gårdarnas rumsliga fördelning och storlek som bland annat påverkar produktionskostnader. Gårdsagenterna har möjlighet att agera genom att förändra sin produktmix, investera i maskiner eller stallar, låna pengar, utarrendera eller arrendera mark, göra förändringar i arbetsstyrkan, med mera. Beslutsprocessen i AgriPoliS är en förenkling av verkligheten, men jordbrukarnas beteende i modellen speglar verkliga gårdar och modellen kalibreras till reella beslutssituationer för att det ska vara möjligt att urskilja effekter av till exempel styrmedel. Vi antar att produktionen i våra analysregioner inte är tillräckligt stor för att ha någon effekt på världsmarknadspriser, som istället bestäms på en högre nivå och är så kallat exogena i modellen. Med hjälp av AgriPoliS är det även möjligt att undersöka effekterna av förändringar på produktionen av ekosystemtjänster och hur jordbrukarens beslut och ekonomi påverkas av dessa i framtiden. Nedan exempel på resultat som AgriPoliS genererar på gårdsnivå och för varje simuleringsår.

Ekonomiska faktorer:

- Optimal skörd av olika grödor (kg ha^{-1})
- Optimal kväve giva och andra insatsmedlen (kg ha^{-1})
- Vinst (SEK ha^{-1})
- Arrendepriiser (SEK ha^{-1})
- Markanvändning (ha olika grödor) och djurhållning (antal olika djur)
- Gårdsstorlek
- Investeringar

Miljöindikatorer:

- Näringsbalanser (kg för gården)
- Kväveutlakning (kg ha⁻¹)
- Kolinlagring eller förluster (kg ha⁻¹)
- Förändringar i fältstorlek och landskapsbilden

Med AgriPoliS är det därför möjligt att utvärdera hur de förändringar som sker på gårdsnivå idag påverkar miljön, i synnerhet kostnaden för olika miljöförbättringsåtgärder på lång sikt, samt jordbruksproduktion och inkomster i framtiden (20–25 år från nu). Detta möjliggör i sin tur ett framtagande av styrmedel som är nödvändiga för att nå framtida mål. Att bevara markens naturliga kapital är en strategi för att möta dessa utmaningar då detta kapital samtidigt kan stärka jordbrukets ekonomiska lönsamhet.

4.2. Inkludering av ekosystemtjänster i AgriPoliS

I AgriPoliS modelleras jordbruksmarken i ett rutnät, där varje ruta representerar en viss yta mark och innehåller information om vilka egenskaper marken har, exempelvis om fältens storleksfördelning och hur mycket skog och vattendrag det finns i landskapet. Även information som ägarförhållanden, vilken gård som brukar ytan, markens bördighet, samt vad den används till inkluderas i modellen. Markanvändning är en faktor vars utveckling kan simuleras i AgriPoliS. Den kan därefter kopplas till miljörelaterade resultat som biologisk mångfald, näringsbalanser och landskapsbilden (Brady et al. 2012).

En förbättring av AgriPoliS som har gjorts under projektet är att modellera jordbruksmarkens kolhalt och effekterna av olika typer av markanvändning på kolhalt. Detta gör att vi kan simulera effekterna av förändringar i kolhalt på skördenivåerna och gödselbehov med hjälp av C-bank modellen, och även effekterna på kväveläckage med en utlakningsmodell. Modellering över kolhaltens framtida utveckling inom regionen görs genom att utföra en initial fördelning av kolhalter för GSS baserad på hushållningssällskapets databas av kolhalter (Tabell 2). Åkerjordar i Skånes slättbygder har en genomsnittlig kolhalt av 1,7 procent och datapunkterna representerar cirka 33 procent av alla jordbruksblock i regionen. Det genomsnittliga kolvärdet och dess variansmått används i AgriPoliS för att slumpmässigt fördela markens kolhalter till modellens fält.

Tabell 2. Areal ettåriga grödor och kolhalt i åkermark i Skånes skördeområden. St.Av.=standard avvikelse. Källa: 1) Jordbruksverkets blockdatabas och 2) Hushållningssällskapets mullhaltsmätningar från cirka 90 000 provpunkter på åkermark i Skåne. Kolhalten är cirka 50 procent av mullhalten.

Skördeområde	Åkermark		Areal ettåriga grödor ¹		Areal där kolhalten uppmäts		Kolhalt (%)	Normskörd (Höstvete)
	ha	%	ha	%	ha	%	medel	kg/ha
1121	45 648	80 %	19 638	43 %			1.75	7 996
1123	35 639	77 %	7 420	21 %			1.97	6 910
1211	44 679	86 %	16 385	37 %			1.44	8 452
1212	30 481	77 %	8 531	28 %			1.65	7 488
1214	36 614	88 %	13 168	36 %			1.52	7 999
1216	50 108	87 %	19 669	39 %			1.82	7 746
1222	26 127	71 %	5 145	20 %			1.81	6 845
Summa Skånes slättbygd	269 295	82 %	89 957	33 %			1.71	7 740
				St.Av.			0.18	594

C-banks kalibrerade produktionsfunktioner har integrerats i AgriPoliS för att kunna modellera vilken effekt en förändring i kolhalten har på avkastningen och tillförseln av gödselmedel, (se Appendix 8.2). Modellen optimerar sedan gödselmängder mot skörd och kolhalter med hjälp av produktionsfunktioner för varje gröda, för att maximera jordbrukarens inkomst. I tidigare versioner av AgriPoliS hölls nivåer på kvävetillförsel och avkastning konstanta; nu modelleras istället kväve, fosfor, kalium samt bekämpningsmedel, energiförbrukning och priset på vete, korn, raps och sockerbetor. Det innebär att man även kan studera effekten av olika styrmedel på användningen av dessa insatsmedel. Exempelvis beror den optimala tillförseln av kväve på marknadspriset för de olika grödorna samt inköpspriset på insatsmedlen (Ekvation 4 i Appendix 8.2). Det underliggande antagandet är att tillförseln av fosfor, kalium och bekämpningsmedel är proportionellt till kvävetillförseln och att energibehovet är en funktion av avkastningsnivåerna för de individuella grödorna. Förändringar i marknadspriset för de individuella grödorna eller inköpspriset för de olika insatsvariablerna orsakar förändringar i avkastningen och tillförsel av insatsmedel.

Kolhalten i marken förändras som ett resultat av olika brukningsmetoder, vilka beslutas av jordbrukaren (se tabell 1). Det underliggande antagandet är att alla gårdar sköts konventionellt och att inga speciella åtgärder utförs för att upprätthålla kolhalten i marken, förutom att återföra skörderester. Kolhalten förväntas därför minska med 0,5 procent årligen, relativt förra årets kolhalt om inga åtgärder med syftet att bevara kolet i marken görs. En relativ höjning av kolhalten med 1 procent per år är möjlig genom att en flerårig grästråda inkluderas i växtföljden (Thomsen and Christensen 2004, Alvarez 2005, Blair et al. 2006, Luo et al. 2010).

4.3. Policysimuleringar och resultat av värdering på regional nivå

Simuleringar av en fallstudie i AgriPoliS utfördes för att förstå effekten av vall eller gräsbeväxt träda på 5 procent, 15 procent och 25 procent av jordbruksmarken, då dessa ger en relativ ökning av markens kolhalt. Den högre andelen motsvarar den areal som behövs för grüngödsling vid ekologisk växtproduktion utan tillgång på stallgödsel. Vall eller trädor är i alla scenarierna integrerade i växtföljden och det fanns inga permanenta grässträdor. Dock antogs det att vallen eller trädan ligger i flera år då detta har en positiv effekt på kolinlagring. Tabell 3 illustrerar hur de olika scenarierna påverkar markens kolhalt, kväveläckaget och den regionala vinsten i varje simuleringsperiod. Ju större ytan av träda är desto mindre organiskt kol förloras från marken till atmosfären och ju mindre blir kostnaden av att ha trädor över tiden. I scenariot ingår inga intäkter för biomassa producerad på fält med träda eller vall, vilket är en faktisk situation för många växtodlare i Skåne. I en framtida marknad med inkomster för biomassa, för biobaserad produktion av energi eller andra produkter kommer det ekonomiska resultatet att se annorlunda ut. Vi arbetar idag på att utveckla och testa fler scenarier där vi tar hänsyn till framtida marknader för biobaserade produkter som ett led i utvecklingen av AgriPoliS.

I referensscenariot utan grässträda eller vall är den relativa minskningen (0,5 procent per år) av kolhalten 9,5 procent över en 20-årsperiod. Förlusten av kol minskar med en ökande andel vall/träda i växtföljden och förlusterna av kol kan vid en 25 procentig andel av gräsvall i växtföljden minska till relativ förlust av tre procent över en 20 årsperiod. Med träda reduceras en del av minskningen av kolhalten och N-utlakningen blir lägre i alla tre trädesscenarioerna år 2036 jämfört med referensscenariot (Tabell 3). Att använda sig av träda eller vall för att bevara kolhalten skulle leda till ett betydande inkomstbortfall jämfört med referensscenariot på kort sikt då inga inkomster kommer från biomassan av produktionen, (Tabell 3, kolumn Vinst 2016), vilket dock försvinner på lång sikt (efter 20 år) (Tabell 3, kolumn Vinst 2036). Detta innebär att jordbrukarnas kostnader för att bevara kolhalten kan ses som en investeringskostnad som återfås på lång sikt då den tillhörande ökningen i ekosystemtjänster öka markens produktivitet.

Tabell 3. Skillnader (%) mellan olika andelar träda i växtföljden jämfört med referensscenariot på kolmängden i marken 2036 och kväveläckage till Östersjön i år 2036, samt regionala vinster i jordbruket i år 2016 och 2036.

Scenario	Markkol	N-utsläpp	Vinst	
	2036	2036	2016	2036
5 % Träda	1.5 %	-2.8 %	-3.5 %	-0.7 %
15 % Träda	4.7 %	-8.3 %	-11.9 %	-0.4 %
25 % Träda	7.8 %	-13.7 %	-17.9 %	-1.0 %

Introduktionen av grässträdor eller vall i växtföljden på 5, 15 eller 25 procent skulle bromsa förlusten av kol men inte stoppa den helt på 20 år. För att stoppa den helt krävs en än högre trädareal eller att den kompletteras med

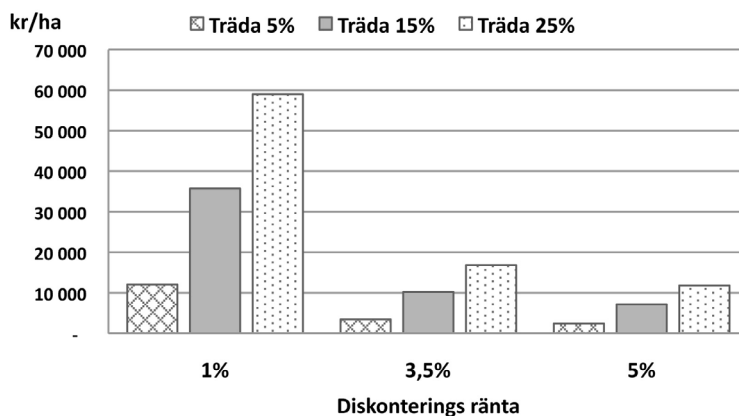
andra åtgärder. Andra alternativ för att behålla kolet i marken kan vara att lämna kvar skörderester på fälten, minska markbearbetningen, att odla fånggrödor eller att lägga på stallgödsel eller annat organiskt material. Att öka markens kolhalt minskar inte bara förlust av kol och näringsämnen till atmosfären och vattendrag, utan bidrar även till att höja skörden och minska den totala användningen av gödselmedel (Tabell 4).

Tabell 4. Effekten av att bevara markkolet för framtidens avkastning och kvävegiva. Relativ förändring i procent jämfört med referensscenariot år 2036

	Skörd per ha	Kvävegiva per ha
5 % Träda	0,7 %	-5,8 %
15 % Träda	1,8 %	-17,1 %
25 % Träda	3,0 %	-28,4 %

Eftersom markens naturliga kapital påverkar produktiviteten i jordbruket bör även förändringar i värdet på naturkapitalet beaktas i beslut om brukningsmetoder. För att värdera förändringar i värdet av naturkapitalet har vi utgått ifrån att markens värde, i likhet med finansiella tillgångar som exempelvis aktier, beror på de förväntade framtida vinsterna. Eftersom markägarens värdering av en vinst minskar när den utfaller längre fram i tiden behöver framtida vinster räknas om till så kallat nuvärde, det vill säga det värde de hade motsvarat om markägaren hade fått vinsterna nu. Detta kan göras med en beräkning av en så kallad diskonteringsränta, se Appendix 8.3, för beräkning av naturkapital.

Förändringar i naturkapitalet påverkar den maximala vinsten i framtiden (figur 7), och nuvärdet av vinstförändringarna motsvarar förändringen i markens värde. Eftersom de olika trädesscenerierna resulterar i ett högre naturkapital efter 20 år jämfört med referensscenariot, har jordbruksmarken ett högre värde efter 20 år enligt figur 10. Eftersom scenariot med 25 procent träda bevarar högst naturkapital har marken ett högre värde år 20 jämfört med referensscenariot och de andra trädesscenerierna. Valet av diskonteringsränta har dock, som väntat, stor betydelse för värdet av att bevara naturkapitalet.



Figur 10. Förändring i det genomsnittliga värdet av jordbruksmarkens naturkapital jämfört med referensscenariot för de olika scenarierna och vid olika diskonteringsräntor.

5. Nationella verktyg – Kostnadsnyttoanalyser

5.1. Värdering av ekosystemtjänster från samhällets nytta

Utöver de nyttor som tillfaller jordbrukaren vid åtgärder som ökar produktionen av ekosystemtjänster från marken, så som ökad produktion och minskade kostnader för insatsvaror, tillkommer också samhällsnyttor så som minskat näringsläckage, minskade utsläpp av växthusgaser från kvävegödsel och ökad inlagring av kol i marken. För att kunna värdera dessa nyttor som tillfaller hela samhället och inte enbart den enskilde jordbrukaren, används olika värderingsmetoder. Detta är nödvändigt eftersom dessa nyttor inte har ett marknadspris till skillnad från de grödor som jordbrukaren också producerar med stöd av ekosystemtjänster. För att utvärdera olika styrmedels effektivitet krävs ytterligare information utöver den som fås från en ekonomisk värdering av en miljökvalitetsförändring. I figur 11 ges en förenklad bild av de olika stegen från ett styrmedel till en värdering av en miljökvalitetsförändring till följd av styrmedlet. Ett styrmedel, exempelvis en skatt, påverkar jordbrukarnas produktionsbeslut genom att påverka kostnader och/eller intäkter. Det medför att jordbrukarna vidtar olika åtgärder, exempelvis minskad gödselanvändning för att optimera sin produktion givet de nya förutsättningarna, Dessa åtgärder påverkar miljökvaliteten som är det utfall som sedan värderas med hjälp av värderingsmetoder.



Figur 11. Värdering av styrmedels miljönytta

Styrmedel och förändrat beteende

Införandet av ett styrmedel påverkar miljökvaliteten genom ett förändrat beteende hos dem som påverkas av styrmedlet, första steget i en analys av ett styrmedel är därför att bedöma hur styrmedlet påverkar målgruppens beteende¹. I den här delen av analysen behöver både direkta och indirekta förändringar identifieras. Om vi vill utvärdera effekterna av ett styrmedel innan det införts behövs en ekonomisk simuleringsmodell som kan fånga både de direkta och indirekta effekterna av styrmedlet.

¹ Styrmedel skapar incitament för beslut som leder till ett visst agerande medan en åtgärd är ett konkret beteende. En skatt på gödselmedel är ett exempel på ett styrmedel medan minskad användning av gödselmedel eller ändrad växtföljd är exempel på en åtgärd.

Miljöeffekt

En av de centrala frågorna för att kunna utvärdera ett styrmedel är vilken effekt de beteendeförändringar som styrmedlet orsakar har på miljökvaliteten. För att besvara frågan behöver vi först kunskap om hur de åtgärder som individerna vidtar till följd av styrmedlet, påverkar exempelvis näringsämnesläckage eller utsläpp av växthusgaser. Sedan behöver vi veta hur förändringen av utsläpp påverkar miljökvaliteten då det är förändringar i miljökvaliteten och inte de förändrade utsläppen i sig som har ett värde för samhället.

Värdering

Värdering av miljöförbättringar är centralt i kostnadsnyttoanalysen, och kvaliteten på de underliggande värderingsstudierna har stor betydelse för kvaliteten på kostnadsnyttoanalysen. Från ett teoretiskt perspektiv ska värderingen av varor som saknar marknadspris baseras på individuella preferenser för att vara förenliga med de välfärdsekonomiska antaganden som utgör grunden för en kostnadsnyttoanalys (OECD 2001). Värdering av miljökvalitetsförändringar utgår från hur enskilda individers nytta påverkas av förändringen och för det behövs empiriska mått som kan användas. Ett sätt att värdera är individens betalningsvilja för en miljöförbättring eller för att undvika en miljöförämring. De metoder som används för att identifiera individers betalningsvilja kan delas in i två huvudgrupper direkta metoder och indirekta metoder.²

Direkta metoder kan gå ut på att fråga individer vad deras betalningsvilja är för att nå en förbättrad miljö kvalitet. Bland de studier som värderar en minskad övergödning i Östersjön dominerar direkta metoder (se Ahtiainen and Vanhatalo (2012)). De indirekta metoderna bygger på observationer av individers beteende på marknaden.

Värderingsstudier med hög kvalitet är i regel kostsamma och tidskrävande, därför kan ett alternativ vara att använda redan existerande primära värderingsstudier för att värdera en förändrad miljö kvalitet på en annan plats eller tid. Detta är ofta det bästa tillgängliga alternativet för att värdera ekosystemtjänster i policysammanhang (Richardson et al. 2015). När värderingsstudier saknas kan ett alternativ vara att uppskatta värden av fördelarna från ekosystemtjänster genom att härleda dem från beslutsfattarens preferenser (Bostedt et al. 2010). Värdet av förändringen i miljö kvaliteten antas då motsvara de minskningskostnader som uppkommer för att uppnå ett givet miljömål i den befintliga politiken. Dessa mål antas spegla nyttan med politiken. En sådan värdering bygger implicit på att den förda politiken grundas i en rationell bedömning av upplevda kostnader och fördelar.

² Vid ekonomisk värdering av ekosystemtjänster används en rad olika värderingsmetoder från resurs- och miljöekonomi (se Atkinson et al. (2012) för en översikt över metoder).

5.2. Metod och dataunderlag

Kostnadsnyttoanalys ger en möjlighet att systematiskt värdera och sammanväga privata nyttor för jordbrukaren med nyttor för samhället, som enskilda jordbrukare inte tar hänsyn till utan styrmedel, och jämför dessa med kostnaderna för åtgärden. Analysen gjordes i form av en fallstudie med fokus på jordbruksmark i den skånska slättbygden där effekterna av en förbättrad markanvändning förväntades vara en ökad kolinlagring samt förbättrad näringsretention och minskad gödselanvändning som båda kan bidra till minskat näringsläckage. Analysen använder resultat från simuleringar som gjorts med AgriPoliS (kapitel 4) där vi har uppskattat värdet av ökad träda eller vall i växtföljder på högproduktiv åkermark. Utifrån dessa data härleds möjligt kväveläckage till Östersjön och Öresund med hjälp av en separat modell för näringsläckage under perioden 2016–2036. Simuleringarna omfattar tre olika scenarier med olika andel åkermark i gräsbeväxt träda (se Tabell 5) för att kunna jämföra vilka effekter de olika nivåerna har på såväl miljön som jordbrukarnas produktion och ekonomi.

Tabell 5. Policy scenarios

Scenario	Beskrivning
REF	Referensscenario med nuvarande jordbrukspolitik
Låg	5 % av åkerarealen i träda/vall
Medel	15 % av åkerarealen i träda/vall
Hög	25 % av åkerarealen i träda/vall

När trädesarealen och ekosystemtjänster från marken ökar, minskar behovet av mineralgödsel för att uppnå samma skörd. Då produktionen av konstgödsel har en negativ påverkan på miljön genom växthusgasutsläpp (koldioxid och lustgas) tas även hänsyn till dessa effekter av en minskad användning av konstgödsel. Vi avgränsar beräkningarna för växthusgaser till det som avgår vid produktionen av konstgödsel och produktionen av ett kilo kväve ger utsläpp på cirka 3,39 kg CO₂-equivalenter (Höjgård and Wilhelmsson 2012). Kostnaderna för åtgärden beräknas från jordbrukarnas förändring i vinst relativt referensscenariot, vilket implicerar att vi utgår från att värdet på jordbrukarnas produktion är korrekt prissatt på marknaden. Analysen ger bild av kostnaden för jordbrukarna givet nuvarande politik och anger hur starka incitament som skulle behövas för att få jordbrukarna att genomföra de studerade åtgärderna.

Värderingen av en minskad miljöpåverkan görs på olika sätt, beroende på vilken miljöpåverkan som studeras. Ett minskat näringsläckage medför nytta för andra länder med kust mot Östersjön och Öresund. Men tanken bakom avgränsningen är att kostnaden för eventuella åtgärder hamnar på individer i Sverige (jordbrukare och/eller skattebetalare beroende på vilket styrmedel som används) och därför tar vi enbart hänsyn till nyttan för individer i Sverige. Det betyder dock att den sammanlagda nyttan av ett minskat näringsläckage

underskattas och att en politik som enbart utformas utifrån nationella nyttovärderingar leder till att vattenkvaliteten blir sämre än optimalt (Ahlvik 2014). Värdet av ett minskat näringsläckage varierar i olika delar av Östersjön, men eftersom vi fokuserar på läckage från den skånska slättbygden utgår vi från värderingen av ett näringsläckage till den Egentliga Östersjön som tillsammans med Öresund är de områden som påverkas primärt. Vi använder en beräknad marginalnytta för reduktionen av ett minskat läckage av kväve till Östersjön, vars beräkningar baserar sig på en vattenmodell från Ahlvik et al. (2014) samt en värderingsstudie av Ahtiainen et al. (2014). Marginalnyttan av ett ton mindre kväve i Östersjön beräknas till 104,30 kr/kg³ (2014-års penningvärde). I en situation där vattenkvaliteten motsvarar nivåerna i Baltic Sea Action Plan (Helcom 2007), sjunker marginalnyttan av ytterligare reduktioner till 2,46 kronor/kg (2014-års penningvärde). Det valda värdet på 104,30 kr/kg ligger i underkant av det intervall på 120 till 240 kronor per kg kväve som når Östersjön som presenteras av Söderholm et al. (2015), men är betydligt högre än den medelbetalningsviljan på 13 till 83 kronor (utan korrigering för eventuellt hypotetiskt bias) som Kinell et al. (2009) presenterar, baserat på några studier som värderar substantiella förbättringar av vattenkvaliteten i Östersjön.⁴ Att använda marginalnyttan för att beräkna den totala nyttan med minskade utsläpp från jordbruket ger en bra uppskattning men om vattenkvaliteten förbättras tack vare andra åtgärder under den studerade perioden övervärderas nyttan.

Att värdera nyttan av minskade utsläpp av växthusgaser eller en ökad kolinlagring, kompliceras av bristande kunskap om de exakta sambanden mellan utsläpp och effekterna av temperaturökningen. Det innebär att de framtida kostnaderna för klimatförändring som orsakas av ytterligare utsläpp av växthusgaser är osäkra, vilket medför att det i praktiken är svårt att uppskatta marginalnyttan av minskade utsläpp av växthusgaser. Vi använder därför det implicita värde som utsläpp av koldioxid fått i den svenska politiken respektive på EU-nivå. Vi använder koldioxidskatten på bensen som utgångspunkt för beräkningen vilket ger en skatt motsvarande 1 100 kronor per ton koldioxid.⁵ Inom ramen för EU-ETS handlades utsläppsrätter (EUA) för cirka 6 Euro (58 kronor) 24 oktober 2016 (Pulse 2016)⁶. Den stora skillnaden mellan koldioxidskatten för fordonsbränslen och priserna inom ramen för EU-ETS ger markanta skillnader i värderingen av utsläpp baserat på beslutsfattarnas preferenser. En kostnadseffektiv politik innebär att marginalkostnaden för åtgärder som minskar utsläppen av växthusgaser ska vara samma i alla sektorer. Därför är det inte kostnadseffektivt att värdera minskad

³ 11,46 Euro per ton omräknat till SEK med en växelkurs 9,10 kronor/Euro

⁴ En korrigering för att betalningsviljan ofta överskattas på grund av att de som tillfrågas inte behöver betala det de säger sig vara villiga att betala är att dela resultatet med tre, vilket skulle minska betalningsviljan från studien.

⁵ Egna beräkningar som utgår från att 1 liter bensen släpper ut 2,36 kg koldioxid och skattesatsen 2016 som är 2,59 kronor per liter. (Skatteverket 2016)

⁶ Konverterat till kronor med en växelkurs på 9,7 kronor per Euro.

klimatpåverkan inom jordbruket högre än minskad klimatpåverkan från de sektorer som ingår i EU-ETS även om preferenserna som de avspeglar i svenska politiska beslut tyder på att värderingen av minskad klimatpåverkan i EU-ETS är för låg i relation till svenska preferenser.

Tabell 6. Värdering av minskade utsläpp i våra beräkningar

Utsläpp	Lågt värde (kr/ton)	Högt värde (kr/ton)
Kväveläckage till Östersjön (N)	2500	104000
Växthusgaser (CO ₂ -eq.)	58	1 100

Not: Kväveläckaget värderas baserat på marginalnyttan av att minska läckaget av kväve till egentliga Östersjön med ett ton vid befintlig vattenkvalitet (hög värdering) respektive god vattenkvalitet, uppnådda mål för BSAP (låg värdering). Växthusgasutsläpp värderas med utgångspunkt från den svenska koldioxidskatten på bensin (hög värdering) respektive priset på utsläppsrätter inom EU-ETS (låg värdering).

Eftersom nytta och kostnader utfaller vid olika tidpunkter och varierar över tiden beräknas nuvärdet av kostnader och nyttor för att kunna göra en jämförelse mellan kostnad och nytta över den studerade tidsperioden. Den diskonteringsränta som används vid nuvärdesberäkningen avspeglar hur stor vikt som läggs vid utfall i framtiden. Vid samhällliga kostnadsnyttoanalyser i Sverige varierar diskonteringsräntan mellan olika användare och saknar ofta en klar teoretisk utgångspunkt och vi använder därför en diskonteringsränta på 3,5 procent använt av till exempel Trafikverket (Svensson and Hultkrantz 2014).

5.3. Resultat

Kostnadsnyttoanalysen utgår i våra beräkningar från miljöpåverkan i referensscenariot, vilket innebär att en minskning av negativ miljöpåverkan räknas som en ökning av samhällsnyttan. Det innebär exempelvis att ökad kolinlagring i marken jämfört med referensscenariot ges ett positivt värde i kalkylen, även om mängden kol som lagras i marken minskar i båda scenarierna. Vidare antar vi att minskning av ett kilogram kväve till Östersjön har samma miljö-kvalitetseffekt oavsett ursprungsnivån på utsläppen. Eftersom det finns osäkerhet i värderingen av förbättrad miljö-kvalitet används två olika värderingar av förbättrad miljö-kvalitet. Tabell 7 visar nuvärdet av de positiva effekterna för samhället jämfört med att fortsätta bruka marken med enbart ettåriga grödor. Vinsterna av förbättrad miljö-kvalitet är ett resultat av minskad klimatpåverkan (mindre förluster av kol från marken och minskade utsläpp från produktion av kvävegödsel). Vid den höga värderingen av miljönyttorna ger minskad förlust av kol i marken den största vinsten, men även minskat näringsläckage och minskade utsläpp från kvävegödselproduktionen ger betydande vinster. De stora skillnaderna mellan den höga och låga värderingen av miljönyttan avspeglar den betydande osäkerhet som finns om värdet på förbättrad miljö-kvalitet.

Tabell 7. Värdering av förbättrad miljö kvalitet (hög värdering, nuvärde i miljoner kronor)

Andel Träda	Kolinlagring		Minskad N-produktion		Minskat näringsläckage		Totalt	
	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög
5 %	3,1	60	0,7	14	0,8	33	4,6	107
15 %	9,5	180	2,1	41	2,3	98	13,9	319
25 %	15,9	300	3,5	67	3,8	159	23,2	526

Not. Nuvärde beräknat med diskonteringsränta 3,5 procent över 20 år.

För att analysera vilken effekt åtgärden har på samhällsnyttan, behöver även åtgärdens kostnad tas i beaktande för såväl privata nyttor som för lantbrukarna. Det innebär att den totala samhällsnyttan består av miljövinster som är en positiv externalitet, nyttan för lantbrukaren av ökad avkastning, minskade kostnader för gödningsmedel och ökat markvärde, samt kostnaden av minskad skörd då trädesarealen i växtföljden ökar. Förändringen i jordbrukarens vinst indikerar kostnaderna för ökad träda, och vinsterna för jordbrukaren i form av ökad avkastning och minskad gödselmedelsanvändning. Värdeförändringen i marken ingår inte lantbrukarens vinstberäkning utan beräknas separat. Nettoeffekten (vinster – kostnader) för den studerade regionen över en 20 års-period omräknat till nuvärde med 3,5 procent diskonteringsränta presenteras i Tabell 8. Beräkningarna visar att med vår låga värdering av minskad klimatpåverkan och förbättrad vattenkvalitet i Östersjön överstiger kostnaderna i termer av minskade vinster för lantbrukarna de positiva effekterna av att öka trädesarealen till 25 procent, vilket betyder att styrmedel som leder till 25 procent träda minskar samhällsnyttan givet den låga värderingen av miljönyttorna.

En trädesareal på 5 procent ger däremot positiv samhällsnytta oavsett hur de externa miljöeffekterna värderas då jordbrukarens kostnader vägs upp av att markens värde ökar mer än kostnaderna. Det är alltså en åtgärd som är lönsam för jordbrukaren även utan styrmedel men som också ger miljövinster. 15 procent träda ger en samhällsekonomisk vinst men ger en förlust för jordbrukaren så i detta fall kan styrmedel medföra en ökad samhällsnytta. Med en hög värdering av miljönyttorna ökar samhällsnyttan i samtliga scenarier med den största ökningen i scenariot med 25 procent träda där samhällsnyttan ökar med 526 miljoner. Jordbrukarnas förlust av 25 procentträda i växtföljden är enbart 31 miljoner (ökat markvärde – minskad vinst). Det innebär i teorin, att staten via en överföring av 31 miljoner till lantbrukarna i regionen kan få dem att införa 25 procent träda och därmed åstadkomma förbättrad miljö kvalitet till ett värde av 526 miljoner. I praktiken är beräkningarna inte så exakta och till exempel osäkerhet om naturkapitalets värde och framtida vinster, transaktionskostnader eller att jordbrukarna har en högre diskonteringsränta än 3,5 procent (de värderar vinster i framtiden lägre än i vår beräkning) kan leda till att ett stöd för träda motsvarande 31 miljoner till jordbrukarna inte resulterar i 25 procent träda eller i en fördelning av trädan som inte ger optimala miljövinster. Positiv samhällsnytta är inte tillräckligt för

att införa styrmedel utan i de fall styrmedel behövs ska ökningen av samhällsnyttan från träda vägas mot samhällsnyttan av andra åtgärder så att de åtgärder som ger mest samhällsnytta givet kostnaderna genomförs.

Vi har ej analyserat potentiella effekter av åtgärden på exempelvis fosforläckage och biologisk mångfald i vår fallstudie, eftersom vi idag inte har tillräcklig kunskap om effekterna av åtgärderna och värdering av dessa. I den mån träda påverkar biologisk mångfald positivt, och minskar läckage av fosfor, är de miljönyttor som bör inkluderas i framtida analyser.

Tabell 8. Samhällsnytta (Nettonuvärde i miljoner kronor), diskonteringsränta 3,5 procent över 20 år.

Värdering av miljönyttor	Låg			Hög		
	5	15	25	5	15	25
Andel träda (%)	5	15	25	5	15	25
Förbättrad miljö kvalitet	4,6	13,9	23,2	107	319	526
Vinst jordbrukare (20 år)	-45	-157	-276	-45	-157	-276
Naturkapital	50	148	245	50	148	245
Samhällsnytta	9,6	4,9	-7,8	112	310	495

6. Slutsatser

6.1. Värdering av ekosystemtjänster – utveckling av modeller

I projektet har vi arbetat med att värdera produktionen av ekosystemtjänster inom jordbruket från ett ekonomiskt perspektiv, där monetära värden används som en indikator för eventuella förändringar i människors välfärd. För att värdera ekosystemtjänster har vi utvecklat och använt olika typer av modelleringsverktyg som är anpassade till lokal, regional och nationell nivå (Tabell 9). Dessa verktyg är tänkta att fungera som stöd för effektivt beslutsfattande för den enskilde lantbrukaren eller samhället. De lokala och regionala verktygen har anpassats till Skånes slättbygd då det området har en stor och betydande del av växtodlingen i Sverige. Med dessa modeller har vi värderat framtida förändringar i produktion av stödjande och reglerande ekosystemtjänster i jordbruksmark (det naturliga kapitalet) genom att simulera olika scenarier om jordbrukarnas val av brukningsmetoder och åtgärder (fleråriga träd eller vall i växtföljden) för att investera i naturkapitalet.

Med gårdsmodellen C-bank har vi värderat förändringar i ekosystemtjänsterna från lantbrukarens perspektiv, det vill säga hur deras framtida inkomster påverkas. Med den agentbaserade modellen AgriPoliS har vi simulerat effekterna på ekosystemtjänster (livsmedelsproduktion, näringsretention och kollagring) när förändringar i jordbrukarnas odlingsmetoder utvärderas på regional nivå. Slutligen, med kostnadsnyttoanalys på nationell nivå, har vi värderat de förändringar i produktion av ekosystemtjänster som simulerades fram av AgriPoliS, från samhällets perspektiv där vi beaktar värdet av minskad övergödning av Östersjön och minskat utsläpp av växthusgasergaser, utöver förändringar i jordbruksproduktionen (dvs. skördar och tillförsel av gödselmedel).

Tabell 9. Status över utveckling av verktygen idag och dess utvecklare samt användare (LU Lunds universitet, SLU Sveriges Lantbruksuniversitet)

Verktyg	Status	Modellutvecklare och rättigheter	Användare
C-bank	Testversion ligger ute öppet på nätet http://C-bank.lu.se	LU utvecklar modell, öppen användning	Lantbrukare & rådgivare
Pollinering och biologisk kontroll	Modellutveckling pågår (Häussler et al. 2016, Sahlin et al. 2016)	LU utvecklar modell	Lantbrukare & rådgivare, myndigheter
AgriPoliS	Modell med mark-ES utvecklad för Skåne (Hristov et al. 2016)	LU, SLU utvecklar modell. Rättigheter till modellen är skyddade	Forskare, uppdrag av regionala eller myndigheter
Kostnadsnyttoanalyser	Redan utvecklad metod, se exempelvis (OECD 2006)	Publicerad metodik	Forskare och myndigheter

C-bank – lokal nivå

På gårdsnivå är C-bank ett verktyg som underlättar beslut om hur lantbrukaren planerar växtföljder och brukar marken. Verktyget har väckt uppmärksamhet

hos lantbrukare och rådgivare vilket gett ökad kunskap om hur markens ekosystemtjänster beror av dess organismer och hur dessa påverkas av brukningsmetoder. Den drivande faktorn till ökat intresse från lantbrukarna och rådgivarna har varit informationen om hur ekosystemtjänsterna kan kopplas till lantbrukarens ekonomi.

Vår analys med C-bank visar att markens naturliga kapital, dess biologiska mångfald, höjer jordbruksmarkens produktivitet. Det betyder att en investering i markens naturliga kapital genom bevarandet av markens biologiska mångfald kan reducera beroendet av insatser med en negativ miljöpåverkan så som gödselmedel och pesticider, samtidigt som den optimala avkastningen och den årliga vinsten ökar i framtiden. På motsvarande sätt finns en risk att en fortsatt förlust av markens biologiska mångfald har negativa konsekvenser genom att flödet av ekosystemtjänster minskar och användningen av insatsmedel ökar för att kompensera för minskat naturkapital.

C-bank kan användas till att beräkna förändringar i kolhalten som en effekt av brukningsmetoder, samt hur det i sin tur påverkar skörden och jordbrukarens vinst. Detta innebär att värdet av markekosystemtjänster görs synligt för jordbrukaren. Modellen omfattar de vanligaste och mest ekonomiskt betydande grödorna: höstvetete, vårkorn, höstraps och sockerbetor, och genererar en rad resultat som kan användas för värdering och kvantifiering av ekosystemtjänster. Skörd (höstvetete, vårkorn, höstraps och sockerbetor):

- Optimal gödselgiva
- Bruttovinst
- Värde på naturkapital
- Lantbrukets förväntade inkomst
- Retention av näringsämnen i marken
- Kollagring

AgriPoliS (Agricultural Policy Simulator) – regional nivå

På regional nivå har vi inkluderat ekosystemtjänster i verktyget **AgriPoliS** vilket kan simulera hur lantbrukarens framtida ekonomi påverkas av markanvändning och resulterande förändringar i naturkapitalet i en region. Den kan också generera data på hur brukningsmetoder och styrmedel för beslut påverkar en rad miljöfaktorer inom en region. Med hjälp av AgriPoliS som nu har ekosystemtjänster integrerat i modellen kan simuleringar ge värdefull data till framtida utveckling av styrmedel för miljöeffekter av lantbruk för att uppnå miljömål. Verktyget är anpassat till nuvarande odlingsmetoder och ekonomiska faktorer men är väl lämpat för att även simulera nya metoder och strategier som kan komma i framtiden, som till exempel ändrade marknader vid en omläggning till en biobaserad ekonomi, med efterfrågan på växtbiomassa som då kommer att produceras på våra odlingsmarker. Optimal skörd av olika grödor

- Optimal kvävegiva
- Lantbrukarens vinst
- Arrendepriiser
- Markanvändning (ha olika grödor) och djurhållning

- Gårdsstorlek
- Investeringar
- Näringsbalanser
- Kväveutlakning
- Kolinlagring eller förluster
- Förändringar i fältstorlek och landskapsbild

Kostnadsnyttoanalyser – Nationell nivå

Den samhällsekonomiska lönsamheten av åtgärder för ökad produktion av ekosystemtjänster kan värderas utifrån resultaten från våra nya och vidareutvecklade modellverktyg (C-bank och AgriPoliS). Kostnadsnyttoanalys ger en möjlighet att systematiskt värdera och sammanväga privata nyttor för jordbrukaren med nyttor för samhället, som enskilda jordbrukare inte tar hänsyn till utan styrmedel, och jämför dessa med kostnaderna för åtgärden. Vi har analyserat en fallstudie med värdet av ökad träda eller vall i växtföljder på högproduktiv åkermark. Vilken värdering som görs av miljönyttan av minskat näringsläckage och minskad klimatpåverkan har avgörande betydelse för slutsatserna med avseende på den samhällsekonomiska effekten. Resultaten visar att en låg andel träda (5 procent) är lönsam för jordbrukaren och ger miljövinster för samhället. En högre andel träda (15 procent) ökar samhällsnyttan när hänsyn tas till den minskade miljöpåverkan vid både en hög och låg värdering av miljönyttan. En hög andel träda i växtföljden (25 procent) är enbart samhällsekonomiskt lönsam om miljö kvalitetsförbättringarna har ett relativt högt värde. Det är dock viktigt att notera att vi enbart inkluderat vissa av de miljövinster som ökad användning av träda eller vall kan ge, samt att eventuella inkomster av biomassa från vall eller trädor inte finns med som ett framtida scenario i analysen. Vi har inte heller i vår fallstudie jämfört träda mot andra alternativa åtgärder som potentiellt kan ge samma miljönytta till en lägre kostnad. För att utforma styrmedel som leder till kostnadseffektiva åtgärder behöver de olika alternativen jämföras med varandra.

Kostnadsnyttoanalys baserat på de värden som identifierats från litteraturen i kombination med våra modeller kan användas för:

- Identifiering av värdet av ekosystemtjänster i marken för förbättrad miljö kvalitet (klimat, övergödning)
- Utformning av samhällsekonomiskt effektiva styrmedel för jordbruket för att minska miljöpåverkan
- Utvärdering av kostnader och nyttor för samhället av olika brukningsmetoder/miljöåtgärder

6.2. Värdering av ekosystemtjänster i beslut

6.2.1. Hur värderar lantbrukaren jordbrukets ekosystemtjänster?

För att kunna fatta rationella beslut behöver jordbrukare veta hur stödjande och reglerande ekosystemtjänster påverkar jordbruksproduktion och vilka effekter olika jordbruksmetoder har på produktionen av dessa tjänster i

framtiden. Verktuget C-bank gör det möjligt för jordbrukaren att beakta förändringar i gårdens naturkapital och tillhörande ekosystemtjänster, genom att kvantifiera de långsiktiga effekterna av dagens produktionsbeslut på markens produktivitet och gårdens framtida inkomster. Investeringar i gårdens naturliga kapital är ett av de svårare besluten en jordbrukare kan hantera då det innefattar stora kostnader i nutid och en osäkerhet om de framtida inkomsterna som måste bära investeringen. Med de beräkningar som C-Bank kan leverera och kunskapen om att de framtida inkomsterna kommer att minska om naturkapitalet förbrukas, kvarstår beslutet om hur mycket som ska satsas på investeringar i naturkapitalet idag. Har jordbrukaren ett långsiktigt perspektiv på sitt jordbruk (som speglas av en låg diskonteringsränta) är det troligt att värdet av att investera i naturkapitalet för framtiden kommer att överstiga de kortsiktiga investeringskostnaderna. Däremot kommer ett kortsiktigt tidsperspektiv på beslut rörande jordbruket (som speglas av en hög diskonteringsränta), att minska nyttan med att bevara naturkapitalet.

Resultaten från C-bank visade att om jordbrukaren lägger stor vikt vid ekonomiskt utfall på kort sikt (7 procent diskonteringsränta) lönar det sig att investera cirka 1 000 kr/ha för att bevara markens naturliga kapital. Med ett längre tidsperspektiv (1 procent diskonteringsränta) är det lönsamt att investera upp till 6 500 kr/ha. En förväntad avkastning på 3 procent skulle medföra att investeringar i bevarande av markens naturkapital på drygt 2 000 kr/ha är lönsamma. Följaktligen har jordbrukarens preferenser över framtiden stor inverkan på en optimal investering i naturkapitalet.

6.2.2. Hur värderar samhället jordbrukets ekosystemtjänster?

Många investeringsbeslut jordbrukare gör berör främst jordbrukaren själv. Men beslut rörande naturkapitalet påverkar även samhället i stort genom effekter på olika ekosystemtjänster. Först, och i likhet med konsekvenserna för jordbrukaren, påverkas jordbruksmarkens framtida produktivitet och därför möjligheten för framtida generationer att försörja sig. För det andra bidrar naturkapitalet med fler ekosystemtjänster än de som underbygger livsmedelsproduktionen. Kollagring är en av dessa som motverkar klimatförändring och även anpassar jordbruket till framtida extrema vädersituationer (Cong et al. 2015). En annan är näringsretention som minskar behovet av gödning och risker med utlakning till vattendrag. Med hjälp av verktuget AgriPoliS är det möjligt att beräkna effekterna av förändringar i naturkapitalet på dessa ekosystemtjänster på större skalor, till exempel en hel region. Den informationen kan användas för att hitta kostnadseffektiva åtgärder för bevarande av naturkapital. För att avgöra hur mycket samhället värderar jordbrukets naturkapital och ekosystemtjänster kan miljöeffekterna och effekterna på jordbrukarens inkomster användas i kostnadsnyttoanalyser på nationell nivå.

Simuleringar i AgriPoliS utfördes för att värdera produktionen av ekosystemtjänster på regional nivå av en åtgärd som är effektiv för att reducera minskningar av markens kolhalt, det vill säga att införa vall eller gräsbeväxt tråda på 5, 15 och 25 procent av jordbruksmarken. AgriPoliS har kvantifierat produktionen av tjänsterna minskad klimatpåverkan genom ökad kolinlagring,

minskat näringsläckage och minskade utsläpp av växthusgaser från produktionen av gödningsmedel. Vi har därefter beräknat det samhällsekonomiska värdet av de simulerade förändringarna i ekosystemtjänsterna (där samhällsnyttan är summan av effekterna för jordbrukare och miljöeffekter). Lite träda (5 %) är lönsamt för jordbrukarna medan högre andel träda inte är lönsamt för jordbrukaren. När miljönyttorna vägs in visar beräkningarna att 15 procent träda ger ökad samhällsnytta och att 25 procent träda kan ge ökad samhällsnytta, men också kan ge minskad samhällsnytta. Vilket av utfallen det blir beror på hur nyttan av miljöeffekterna värderas. Givet att samtliga utsläpp värderas högt eller lågt kommer det största bidraget till förbättrad miljö kvalitet från minskad klimatpåverkan, framförallt ökad kolinlagring men även minskat näringsläckage till Östersjön har ett betydande värde om nyttan av förbättrad vattenkvaliteten är hög och den inte kan förbättras på andra sätt till lägre kostnad. Det exakta värdet av dessa miljönyttor är osäkert då det dels beror på relationen mellan minskade utsläpp och förbättrad miljö kvalitet och på människors preferenser för bättre miljö kvalitet både nu och i framtiden.

6.2.3. Hur påverkar osäkerhet om framtiden värderingen av naturkapitalet?

Värdering av ekosystemtjänster och naturkapital vid simuleringar av framtids-scenarier påverkas givetvis av att utvecklingen i framtiden är osäker. I våra beräkningar finns betydande osäkerheter om framtida behov och produktion av ekosystemtjänster, i synnerhet ovissheten om framtida klimat, men även om priser på insatsvaror såsom energi, mineralgödsel och växtskyddskemikalier samt efterfrågan på livsmedel. Risker för negativa miljökonsekvenser i framtiden gör att nyttan med åtgärder som reducerar risken i framtiden har ett värde i dag. Hur stort det värdet är beror på konsekvenserna av risken och hur stor sannolikheten är för att det ska inträffa. Värdet av minskade risker kan vägas in i en kostnadsnyttoanalys, men det kräver då att riskerna kvantifieras.

Inom jordbruket kan naturkapitalet och dess produktion av ekosystemtjänster minska risken för negativa effekter av extremt väder och priser, då mark med hög organisk kolhalt och biologisk aktivitet har en bättre förmåga att både behålla vatten samt naturligt dränera marken (de Vries et al. 2012). Bättre näringsretention minskar också behovet av höga kvävegivor vars kostnad är starkt korrelerat till oljepriset. Bevarande av markens naturkapital genom till exempel varierade växtföljder som premierar markens kolhalt minskar därmed riskerna i jordbruket (Cong et al. 2014a). Med tillräcklig kunskap hos lantbrukarna tar jordbrukaren hänsyn till dessa positiva effekter av ökat naturkapital även utan styrmedel.

Jordbruksmark är basen i livsmedelsproduktion, och den biologiska mångfalden som utgör markens naturkapital är inte utbytbara mot inköpta insatsvaror (Brady et al. 2015). Riskminskning till följd av bevarandet av naturkapitalet har därför ett stort värde för samhället, men ett värde som är svårt att kvantifiera och inkludera i en kostnadsnyttoanalys. En kostnadsnyttoanalys som bortser från markens naturkapitalvärde underskattar samhällsnyttan av åtgärder för förbättrad markkvalitet och produktion av ekosystemtjänster.

6.3. Nästa steg: Implementering av ekosystemtjänster i beslut

VESA är ett forskningsprojekt och som sådant har det inte formellt ansvar att ta beslut om verktygets framtida användning i olika rådgivningsverksamheter. Men med utgångspunkt från de diskussioner och kommentarer som inkommit i deltagande-design-processen, både kring verktygets kapacitet att öka medvetenheten om vikten av att upprätthålla en hög kolhalt, och dess möjlighet att stötta enskilda jordbrukare i deras framtida planering av vad och hur det ska odlas i framtiden, ser vi att det finns två möjliga vägar att utveckla verktyget vidare.

I aktiviteter som syftar till att öka medvetenheten om kolhaltens betydelse för produktion av ekosystemtjänster behöver inte verktyg vara speciellt detaljerade. Verktyg som C-bank bör dock kompletteras med en utbildnings- eller rådgivningsstruktur för att fungera på ett effektivt sätt. En sådan struktur finns redan idag inom ”Greppa Näringen” och i andra rådgivningssammanhang. Vad gäller integreringen av C-bank i befintlig rådgivning har möjligheterna visats, men det krävs mer konkret arbete och dialog för att utveckla modellen. För att verktygen ska kunna användas för att stötta odlingsbeslut på den enskilda gården antingen direkt av jordbrukare eller i samarbete med olika typer av rådgivare bör verktyget bli mer detaljerat både gällande antalet inkluderade grödor men även åtgärder för att öka produktionen av ekosystemtjänster. Med C-bank som utgångspunkt kan man säga att mark-ekosystemtjänster som är relaterade till kol i marken även skulle kunna ha en kommunikativ effekt som har potential att skapa förändring och lärande inom jordbrukssektorn.

Verktygen C-bank och AgriPoliS ger oss, tillsammans med kostnadsnyttoanalys, möjligheter att testa olika typer av styrmedel för att minska kväveläckage och öka ekosystemtjänster i marken på regional nivå, med en samtidig hänsyn till lantbruksföretagens lönsamhet samt som beslutsunderlag för markanvändning. Verktygen och dess analyser kan ge underlag till policy och nya styrmedel över framtida goda odlingsmetoder, som idag till stor del regleras inom CAPs (EUs landsbygdsprogram) tvärvillkor om jordmån och kollagring, eller verksamhetskraven som rör biologisk mångfald. Vi har inom projektet pågående arbete med scenarier om olika nya marknader där till exempel EUs strategi om en biobaserad ekonomi, kommer att implementeras och medföra framtida ekonomiska marknader för biomassa, som även kan bidra till att höja kolhalten i marken. Detta kan medföra att lantbrukarnas vinster ökar avsevärt när de genomför åtgärder att höja markens kolhalt, vilket i sin tur påverkar samhällsekonomiska aspekter av produktionen.

7. Källförteckning

- Ahlvik, L., P. Ekholm, K. Hyytiäinen, and H. Pitkänen. 2014. An economic-ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea. *Environmental Modelling & Software* 55:164–175.
- Ahlvik, L. A., Heini. 2014. Marginal benefits of reducing nutrient loads to the Baltic Sea. MTT Agrifood Research Finland and City of Helsinki, Helsinki.
- Ahtiainen, H., J. Artell, M. Czajkowski, B. Hasler, L. Hasselström, A. Huhtala, J. Meyerhoff, J. C. R. Smart, T. Söderqvist, M. H. Alemu, D. Angeli, K. Dahlbo, V. Fleming-Lehtinen, K. Hyytiäinen, A. Karlöševa, Y. Khaleeva, M. Maar, L. Martinsen, T. Nömmann, K. Pakalniete, I. Oskolokaite, and D. Semeniene. 2014. Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy* 3:278–305.
- Ahtiainen, H., and J. Vanhatalo. 2012. The value of reducing eutrophication in European marine areas — A Bayesian meta-analysis. *Ecological Economics* 83:1–10.
- Alvarez, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21:38–52.
- Andersson, G. K. S., J. Ekroos, M. Stjernman, M. Rundlöf, and H. G. Smith. 2014. Effects of farming intensity, crop rotation and landscape heterogeneity on field bean pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 184:145–148.
- Bardgett, R. D., G. W. Yeates, and J. M. Anderson. 2005. Patterns and determinants of soil biological diversity. Page 19 *in* R. Bardgett, M. Usher, and D. Hopkins, editors. *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64:269–285.
- Bauer, A., and A. L. Black. 1994. Quantification of the Effect of Soil Organic Matter Content on Soil Productivity. *Soil Science Society of America Journal* 58:185–193.
- Bianchi, F. J. J. A., C. J. H. Booij, and T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 273:1715–1727.
- Blair, N., R. D. Faulkner, A. R. Till, M. Körschens, and E. Schulz. 2006. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility: Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil and Tillage Research* 91:39–47.

- Bodker, S. 1996. Creating Conditions for Participation: Conflicts and Resources in Systems Development. *Human-Computer Interaction* 11:215–236.
- Bommarco, R., D. Kleijn, and S. G. Potts. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution* 28:230–238.
- Bommarco, R., F. Miranda, H. Bylund, and C. Bjorkman. 2011. Insecticides suppress natural enemies and increase pest damage in cabbage. *Journal of Economic Entomology* 104:782–791.
- Bostedt, G., S. Löfgren, S. Innala, and K. Bishop. 2010. Acidification Remediation Alternatives: Exploring the Temporal Dimension with Cost Benefit Analysis. *AMBIO* 39:40–48.
- Brady, M., C. Sahrbacher, K. Kellermann, and K. Happe. 2012. An agent-based approach to modeling impacts of agricultural policy on land use, biodiversity and ecosystem services. *Landscape Ecology* 27:1363–1381.
- Brady, M. V., K. Hedlund, R.-G. Cong, L. Hemerik, S. Hotes, S. Machado, L. Mattsson, E. Schulz, and I. K. Thomsen. 2015. Valuing Supporting Soil Ecosystem Services in Agriculture: A Natural Capital Approach. *Agronomy Journal* 107:1809–1821.
- Burt, O. R. 1981. Farm Level Economics of Soil Conservation in the Palouse Area of the Northwest. *American Journal of Agricultural Economics* 63:83–92.
- CAPRI. 2011. CAPRI Modelling System: Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System.
<http://www.capri-model.org/dokuwiki/doku.php?id=capri:concept>.
- Carlgren, K., and L. Mattsson. 2001. Swedish Soil Fertility Experiments. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 51:49–76.
- Cassman, K. G., A. Dobermann, D. T. Walters, and H. Yang. 2003. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annual Review of Environment and Resources* 28:315–358.
- Cerf, M., M.-H. Jeuffroy, L. Prost, and J.-M. Meynard. 2012. Participatory design of agricultural decision support tools: taking account of the use situations. *Agronomy for Sustainable Development* 32:899–910.
- Chan, K. M., T. Satterfield, and J. Goldstein. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74:8–18.
- Christensen, B. T., J. Rasmussen, J. Eriksen, and E. M. Hansen. 2009. Soil carbon storage and yields of spring barley following grass leys of different age. *European Journal of Agronomy* 31:29–35.

- Clay, D. E., J. Chang, S. A. Clay, J. Stone, R. H. Gelderman, G. C. Carlson, K. Reitsma, M. Jones, L. Janssen, and T. Schumacher. 2012. Corn Yields and No-tillage Affects Carbon Sequestration and Carbon Footprints. *Agronomy Journal* 104:763–770.
- Cong, R.-G., K. Hedlund, H. Andersson, and M. Brady. 2014a. Managing soil natural capital: An effective strategy for mitigating future agricultural risks? *Agricultural Systems* 129:30–39.
- Cong, R.-G., H. G. Smith, O. Olsson, and M. Brady. 2014b. Managing ecosystem services for agriculture: Will landscape-scale management pay? *Ecological Economics* 99:53–62.
- Cong, R.-G., M. Termansen, and M. V. Brady. 2015. Managing soil natural capital: a prudent strategy for adapting to future risks. *Annals of Operations Research*:1–25.
- Convention on Biological Diversity. 2010. Strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi targets. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Cornwall, A., and R. Jewkes. 1995. What is participatory research? *Social Science & Medicine* 41:1667–1676.
- Costanza, R., R. d’Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O’Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Daily, G. C., S. Polasky, J. Goldstein, P. M. Kareiva, H. A. Mooney, L. Pejchar, T. H. Ricketts, J. Salzman, and R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21–28.
- Davidson, E., and I. Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161–193.
- Davies, K. K., K. T. Fisher, M. E. Dickson, S. F. Thrush, and R. Le Heron. 2015. Improving ecosystem service frameworks to address wicked problems. *Ecology and Society* 20:37.
- de Vries, F. T., M. E. Liiri, L. Bjornlund, M. A. Bowker, S. Christensen, H. M. Setälä, and R. D. Bardgett. 2012. Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Clim. Change* 2:276–280.
- de Vries, F. T., E. Thébault, M. Liiri, K. Birkhofer, M. A. Tsiafouli, L. Bjørnlund, H. Bracht Jørgensen, M. V. Brady, S. Christensen, P. C. de Ruiter, T. d’Hertefeldt, J. Frouz, K. Hedlund, L. Hemerik, W. H. G. Hol, S. Hotes, S. R. Mortimer, H. Setälä, S. P. Sgardelis, K. Uteseny, W. H. van der Putten, V. Wolters, and R. D. Bardgett. 2013. Soil food web properties explain ecosys-

- tem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 110:14296–14301.
- Diaz, S., J. Fargione, F. S. I. Chaplin, and D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology* 4:1300–1305.
- Ekström, G., and B. Ekbom. 2011. Pest Control in Agro-ecosystems: An Ecological Approach. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30:74–94.
- Emmerson, M., M. Morales, J. Oñate, P. Batáry, F. Berendse, J. Liira, T. Aavik, I. Guerrero, R. Bommarco, and S. Eggers. 2016. How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. *Advances in Ecological Research*.
- Endale, D., H. Schomberg, M. Jenkins, D. Franklin, and D. Fisher. 2010. Management implications of conservation tillage and poultry litter use for Southern Piedmont USA cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 88:299–313.
- European Commission. 2012. European Parliament resolution of 20 April 2012 on our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020 (2011/2307(INI)).
- Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O’Connell, D. K. Ray, P. C. West, C. Balzer, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockstrom, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman, and D. P. M. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337–342.
- Franz, Y. 2015. Designing social living labs in urban research. *info* 17:53–66.
- Hanson, H. I., H. G. Smith, and K. Hedlund. 2015. Agricultural management reduces emergence of pollen beetle parasitoids. *Agriculture Ecosystems & Environment* 205:9–14.
- Happe, K., K. Kellermann, and A. Balmann. 2006. Agent-based Analysis of Agricultural Policies: an Illustration of the Agricultural Policy Simulator AgriPoliS, its Adaptation and Behavior. *Ecology and Society* 11:49. [<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss41/art49>].
- Heal, G. 2000. *Nature and the market place: Capturing the value of ecosystem services*. Island Press, Washington, D.C.
- Helcom. 2007. Helcom Baltic Sea Action Plan. *in* HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting. HELCOM, Krakow, Poland.
- Hristov, J., M. Brady, C. Dong, A. Sahrbacher, and C. Sahrbacher. 2016. Representation of the Scanian regions GMB and GSS in AgriPoliS and recent model extensions. *AgriFood Economics Centre* [<http://www.agrifood.se/>], Lund.

Häussler, J., U. Sahlin, C. Baey, H. G. Smith, and Y. Clough. 2016. Predicting pollinator capital and pollination service responses to enhancing floral and nesting resources.

Höjgård, S., and F. Wilhelmsson. 2012. Produktion av biogas från gödsel. AgriFood Economics Centre, Lund.

Johnston, A. E., P. R. Poulton, and K. Coleman. 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. Pages 1–57 in L. S. Donald, editor. *Advances in Agronomy*. Academic Press.

Kareiva, P., H. Tallis, T. H. Ricketts, G. C. Daily, and S. Polasky, editors. 2011. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.

Kellermann, K., K. Happe, C. Sahrbacher, A. Balmann, M. Brady, H. Schnicke, and A. Osuch. 2008. *AgriPoliS 2.1 – Model Documentation*. IAMO, Halle, Germany.

Kensing, F., and J. Blomberg. 1998. Participatory Design: Issues and Concerns. *Computer Supported Cooperative Work (CSCW)* 7:167–185.

Kinell, G., T. Söderqvist, and L. Hasselström. 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Naturvårdsverket.

Klein, A. M., B. E. Vaissiere, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, and T. Tschardt. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 274:303–313.

Kremen, C., N. M. Williams, M. A. Aizen, B. Gemmill-Herren, G. LeBuhn, R. Minckley, L. Packer, S. G. Potts, T. Roulston, I. Steffan-Dewenter, P. Vázquez, R. Winfree, L. Adams, E. E. Crone, S. S. Greenleaf, T. H. Keitt, A. M. Klein, J. Regetz, and T. H. Ricketts. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *EL* 10:299–314.

Kuiper, G. 2007. Participatory planning and design in the Downtown Eastside: Reflections on Global Studio Vancouver. *Australian Planner* 44:52–53.

Kätterer, T., M. A. Bolinder, O. Andrén, H. Kirchmann, and L. Menichetti. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141:184–192.

Lal, R. 2010. Beyond Copenhagen: mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. *Food Security* 2:169–177.

Liu, C., M. Lu, J. Cui, B. Li, and C. Fang. 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20:1366–1381.

- Luo, Z., E. Wang, and O. J. Sun. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis. *Geoderma* 155:211–223.
- Manoharan, L., S. K. Kushwaha, K. Hedlund, and D. Ahrén. 2015. Captured metagenomics: large-scale targeting of genes based on ‘sequence capture’ reveals functional diversity in soils. *DNA Research:dsv026*.
- Manzini, E., and F. Rizzo. 2011. Small projects/large changes: Participatory design as an open participated process. *CoDesign* 7:199–215.
- McKenzie, A. J., S. B. Emery, J. R. Franks, M. J. Whittingham, and J. Barlow. 2013. Landscape-scale conservation: collaborative agri-environment schemes could benefit both biodiversity and ecosystem services, but will farmers be willing to participate? *Journal of Applied Ecology* 50:1274–1280.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*. Island press, Washington, DC, US.
- Meersmans, J., B. Van Wesemael, E. Goidts, M. Van Molle, S. De Baets, and F. De Ridder. 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006. *Global Change Biology* 17:466–479.
- Montanarella, L. 2007. Trends in Land Degradation in Europe. Pages 83–104 *in* M. K. Sivakumar and N. Ndiang’ui, editors. Springer Berlin Heidelberg.
- Morari, F., E. Lugato, A. Berti, and L. Giardini. 2006. Long-term effects of recommended management practices on soil carbon changes and sequestration in north-eastern Italy. *Soil Use and Management* 22:71–81.
- OECD. 2001. *Valuing Rural Amenities*. OECD Publishing, Paris, France.
- OECD. 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. OECD Publishing.
- Olsson, J. A., A. C. Jonsson, L. Andersson, and B. Arheimer. 2011. A model-supported participatory process for nutrient management: a socio-legal analysis of a bottom-up implementation of the EU Water Framework Directive. *International Journal of Agricultural Sustainability* 9:379–389.
- Olsson, O., A. Bolin, H. G. Smith, and E. V. Lonsdorf. 2015. Modeling pollinating bee visitation rates in heterogeneous landscapes from foraging theory. *Ecological Modelling* 316:133–143.
- Ordon, F. 2011. Visionen zur Pflanzenzüchtung zur Ertragssteigerung, -sicherung und Eröffnung neuer Verwertungsperspektiven [Increasing and stabilizing yields by cultivating plants: opening new utilization perspectives]. Vortrag auf der Fachtagung”. *in* *Landwirtschaft 2025 – Anforderungen an den effizienten Pflanzenbau*, Soest. .
- Palm, C., H. Blanco-Canqui, F. DeClerck, L. Gatere, and P. Grace. 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 187:87–105.

- Pan, G., P. Smith, and W. Pan. 2009. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **129**:344–348.
- Pascual, U., M. Termansen, K. Hedlund, L. Brussaard, J. H. Faber, S. Foudi, P. Lemanceau, and S. L. Jørgensen. 2015. On the value of soil biodiversity and ecosystem services. *Ecosystem Services* **15**:11–18.
- Paul, E. A., K. Paustian, E. T. Elliott, and C.V.Cole. 1997. *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton.
- Perry, M., and D. Sanderson. 1998. Coordinating joint design work: the role of communication and artefacts. *Design Studies* **19**:273–288.
- Persson, A. S., M. Rundlof, Y. Clough, and H. G. Smith. 2015. Bumble bees show trait-dependent vulnerability to landscape simplification. *Biodiversity and Conservation* **24**:3469–3489.
- Persson, J., and H. Kirchmann. 1994. Carbon and Nitrogen in Arable Soils as Affected by Supply of N Fertilizers and Organic Manures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **51**:249–255.
- Poeplau, C., M. A. Bolinder, J. Eriksson, M. Lundblad, and T. Kätterer. 2015. Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers. *Biogeosciences* **12**:3241–3251.
- Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger, and W. E. Kunin. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* **25**:345–353.
- Power, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **365**:2959–2971.
- Primmer, E., and E. Furman. 2012. Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services* **1**:85–92.
- Pulse, C. 2016. EU Market: EUAs stumble despite strong auction, with observers mixed on next move. *Carbon Pulse*.
- Richardson, L., J. Loomis, T. Kroeger, and F. Casey. 2015. The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecological Economics* **115**:51–58.
- Ricketts, T. H., K. B. Watson, I. Koh, A. M. Ellis, C. C. Nicholson, S. Posner, L. L. Richardson, and L. J. Sonter. 2016. Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services. *Nature Communications* **7**.
- Riley, H., and M. Bakkegard. 2006a. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* **56**:217–223.

- Riley, H., and M. Bakkegard. 2006b. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, B* 56:217–223.
- Rundlöf, M., H. Nilsson, and H. G. Smith. 2008. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biological Conservation* 141:417–426.
- Rundlöf, M., A. S. Persson, H. G. Smith, and R. Bommarco. 2014. Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation* 172:138–145.
- Sahlin, U., Y. Clough, T. Breeze, P. Olsson, C. Baey, M. Brady, O. Olsson, K. Hedlund, and H. G. Smith. 2016. Liberation Deliverable 4.2: Report on the calibration of models for seven European regions. Lund University, Centre for Climate and Environmental Research, Lund.
- Sanderman, J., and J. A. Baldock. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters* 5:034003.
- Schaap, B. F., P. Reidsma, J. Verhagen, J. Wolf, and M. K. van Ittersum. 2013. Participatory design of farm level adaptation to climate risks in an arable region in The Netherlands. *European Journal of Agronomy* 48:30–42.
- Schuler, D., and A. Namioka. 1993. *Participatory Design: Principles and Practices*. L. Erlbaum Associates Inc.
- Senthilkumar, S., B. Basso, A. N. Kravchenko, and G. P. Robertson. 2009. Contemporary Evidence of Soil Carbon Loss in the U.S. Corn Belt All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. Permission for printing and for reprinting the material contained herein has been obtained by the publisher. *Soil Science Society of America Journal* 73:2078–2086.
- Skatteverket. 2016. Skattesatser på bränslen och el under 2016. Skatteverket.
- Smith, H. G., K. Birkhofer, Y. Clough, J. Ekroos, O. Olsson, and M. Rundlöf. 2014. Beyond dispersal: the role of animal movement in modern agricultural landscapes. Pages 51–70 *in* L.-A. Hansson and S. Åkesson, editors. *Animal Movement across Scales*. Oxford Univ. Press.
- Stallman, H. R. 2011. Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics* 71:131–139.
- Sukhdev, P., H. Wittmer, C. Schröter-Schlaack, and C. Nesshöver. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of

Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP.

Svensson, M., and L. Hultkrantz. 2014. Ekonomiska utvärderingar i svensk offentlig sektor – likheter och skillnader. *Ekonomisk debatt* 43:40–50.

Söderholm, P., A. Christensson, and J. Stage. 2015. Samhällsekonomska analyser i havsmiljö- och vattenförvaltningen: kartläggning, kategorisering och utvecklingsområden. 2015:4, Havsmiljöinstitutet.

Thomsen, I. K., and B. T. Christensen. 2004. Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use and Management* 20:432–438.

Tsiafouli, M. A., E. Thebault, S. P. Sgardelis, P. C. de Ruiten, W. H. van der Putten, K. Birkhofer, L. Hemerik, F. T. de Vries, R. D. Bardgett, M. V. Brady, L. Bjornlund, H. B. Jorgensen, S. Christensen, T. D. Hertefeldt, S. Hotes, W. H. Gera Hol, J. Frouz, M. Liiri, S. R. Mortimer, H. Setälä, J. Tzanopoulos, K. Uteseny, V. Pizl, J. Stary, V. Wolters, and K. Hedlund. 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Glob. Chang. Biol.* 21:973–985.

Wall, D. H., R. D. Bardgett, V. Behan-Pelletier, J. E. Herrick, H. Jones, K. Ritz, J. Six, D. R. Strong, and W. H. v. d. Putten, editors. 2012. *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.

Wang, Y., C. Tu, L. Cheng, C. Li, L. F. Gentry, G. D. Hoyt, X. Zhang, and S. Hu. 2011. Long-term impact of farming practices on soil organic carbon and nitrogen pools and microbial biomass and activity. *Soil and Tillage Research* 117:8–16.

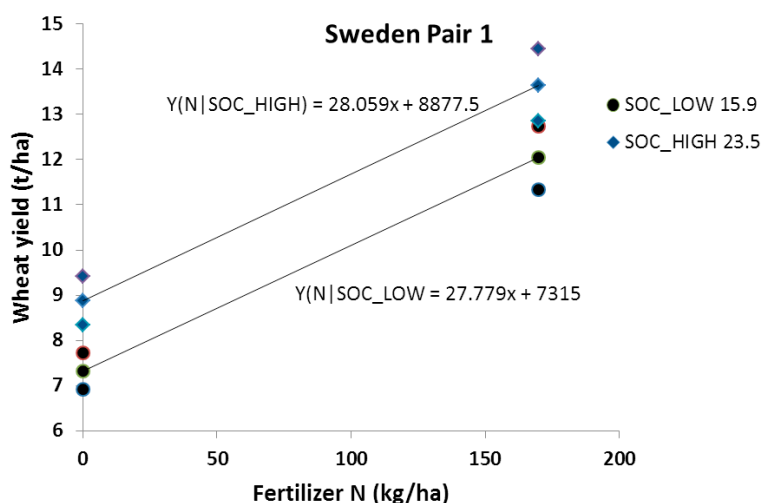
Williams, A., and K. Hedlund. 2014. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *Applied Soil Ecology* 77:1–8.

Yearley, S. 2006. Bridging the science–policy divide in urban air-quality management: evaluating ways to make models more robust through public engagement. *Environment and Planning C: Government and Policy* 24:701–714.

8. Appendix

8.1. Validering av produktionsfunktioner

Modellen testades statistiskt med data från sju olika gårdar med varierande kolhalt. Med de slutgiltiga data var det möjligt att utvärdera vilken potentiell påverkan kolhalten har på avkastningen. Enligt de rådande förhållandena på fält-par gård 1 (Figur A1) skulle en ökning av kolhalten med 1 g C per kg jord innebära en ökad avkastning med 209 kg/ha, vilket är nära de värden som produktionsfunktion predikterar, vilket var 198 kg/ha. En liknande beräkning utfördes därefter för de övriga sex gårdarna i studien där produktionsfunktionen visade på en genomsnittlig avkastningsökning med 230 kg/ha. Den kalibrerade produktionsfunktion är alltså en god modell över hur avkastningen förändras med förändringar i halten och verkar även stabil gentemot kontrollen



Figur A1 Validering över hur avkastningen förändras som en respons till en förändrad kolhalt

8.2. Beräkning av jordbrukarnas vinst

En jordbrukares kortsiktiga beslutsfattande handlar om att maximera vinsten givet den nuvarande eller framtida kolhalten, \bar{C} , på ett relevant fält. Genom att ersätta variabeln C i Ek. (1) med \bar{C} , låta p vara priset på grödan och w priset på gödselmedlet, och övriga kostnader konstanta, kan en jordbrukares beslut kring den kortsiktiga vinstmaximeringen formuleras på följande sätt.

$$(1) \quad \pi_{\max}(N | \bar{C}) = \max_N pY(N | \bar{C}) - wN.$$

Den kvadratiske produktionsfunktionen som vi använder är specificerad i två variabler som

$$(2) \quad Y(C, N) = a_1 + a_2N + a_3N^2 + a_4C + a_5C^2 + a_6NC$$

Där Y är avkastningen (kg ha^{-1}), N den totala tillförseln av mineralgödsel och växttillgängligt kväve i stallgödsel (kg N ha^{-1}), och C andelen kol i övre delen av marken. För att fungera som en produktionsfunktion (egentligen regelbundenhet för vissa förhållanden för att försäkra sig om att kurvan är konkav) måste följande gälla; $a_2, a_4 > 0$; $a_3, a_5 < 0$; och a_1, a_6 kan vara antingen positiv eller negativ (så länge som $4a_3a_5 \geq a_6^2$). En viktig skillnad mellan de två input-variablerna är att kolhalten är en lagervariabel som bestäms av jordbrukarens tidigare skötsel av marken (till exempel marbearbetning), och kan därför inte påverkas på kort sikt medans kvävegödselmedel kan läggas till efter behov.

Eftersom avkastningsfunktionen är konkav kommer även vinstfunktionen att vara konkav, därför är de optimala förhållandena för en maximal kortsiktig vinst följande

$$(3) \quad \frac{\partial \pi}{\partial N} = p(a_2 + 2a_3N + a_6\bar{C}) - w = 0.$$

Av detta följer att den bästa lösningen för ett optimalt tillskott av kväve N^* , givet kolhalten \bar{C} är

$$(4) \quad N^* = \frac{w - p(a_2 + a_6\bar{C})}{2a_3p},$$

Detta medför att en ökning (minskning) av C kommer att resultera i en minskning (ökning) av den optimala tillförseln av kväve om $a_6 < 0$, (Brady et al. 2015).

Den slutgiltiga optimala avkastningen ges genom att addera \bar{C} och N^0 i produktionsfunktionen, ekvation 2, vilket ger

$$(5) \quad Y^* = a_1 + a_2N^* + a_3(N^*)^2 + a_4\bar{C} + a_5\bar{C}^2 + a_6N^*\bar{C},$$

Detta innebär att N och C till viss grad ersätter varandra. De överlappar dock inte helt, vilket innebär att en lägre kolhalt ger en lägre vinst och vice versa.

Dessa ekvationer används i C-bank för att utvärdera effekten av olika brukningsmetoder på jordbrukarens avkastning, optimala tillförsel av kväve och ekonomi.

8.3. Beräkning av värdet på naturkapitalet

Detta görs med hjälp av en så kallad diskonteringsfaktor eller diskonteringsränta som vi betecknar D . Om markägaren förväntar sig en årlig vinst, lika med V , varje år i all framtid (mark som brukas hållbart har en oändlig livslängd), givet dagens mängd naturkapital indikerat av procent SOC, är markvärdet år t , MV_t , lika med summan av nuvärdet av alla framtida vinster som beräknas enligt nuvärdesformel för en oändlig tidshorisont:

$$MV_0(SOC_0) = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{V_t(SOC_0)}{(1+D)^t} = \frac{V_t(SOC_0)}{D}.$$

I våra simuleringar och kostnadsnyttoanalyser utvärderar vi markanvändningen över en 20-årsperiod. Enligt simuleringarna har markens kolhalt och därmed värdet av jordbruksmarkens naturkapital förändrats olika för respektive scenario. Efter 20 år har mer av det ursprungliga naturkapitalet bevarats i de olika trädesscenierna än i referensscenariot (tabell 3). Förändringen i markvärdet under perioden för varje scenario s , ΔMV_s , blir därför

$$\begin{aligned}\Delta MV_s &= MV_{20}(SOC_{20}^s) - MV_0(SOC_0) \\ &= \frac{V_{20}(SOC_{20}^s) - V(SOC_0)_t}{D}\end{aligned}$$

8.4. Beräkning av miljöeffekter

En förändring i markens naturliga kapital, mätt som kolhalt (% SOC) har en direkt miljöpåverkan i och med att markbundet kol innebär mindre kol i atmosfären och därmed en reducerad global uppvärmning. Storleken på kollagret i marken kan uppskattas från kolhalten genom följande formel

$$(6) \quad \text{Kollagring} = \% \text{organiskt} - C \times 10 \times \text{markens densitet}$$

Där procent kolhalt $\times 10$ omvandlar koncentration i procent till gram kol per kg jord och markens densitet (t/ha) är vikten av 1 ha jord ner till ett djup av 30 cm. Detta betyder att vi räknar ut kollagret för de översta 30 cm av jorden. Andra djup skulle kunna ha använts men vi antog att eventuella förändringar i jordbrukarens markanvändning framförallt påverkar det översta lagret i marken, vilket påverkas av jordbearbetning.

Då förändringar i markens naturliga kapital även påverkar jordbruksproduktiviteten, det vill säga avkastningen per enhet insatsmedel, kommer förändringen även ha indirekta effekter på miljön. Först och främst kommer det att påverka den optimala tillförseln av gödselmedel och därmed den totala produktionen och användningen av konstgödsel, något som enkelt går att beräkna jordbrukares optimala produktionsnivå i AgriPolis. En förändrad tillförsel av gödselmedel kommer även potentiellt att påverka näringstillförseln till vattenområden på grund av näringsläckage från åkrarna. En minskad tillförsel av näringsämnen till åkrarna kommer därmed att leda till ett minskat kväveläckage, medan en ökad tillförsel genererar ett ökat läckage. För att i AgriPolis koppla användningen av kväve till kväveläckage och därefter till effekter på Östersjön används en modell utvecklad av Simmelsgaard och Djuurhus (1998):

$$(7) \quad e(N) = \bar{e} * \exp \left[\beta \left(\frac{N - \bar{N}}{\bar{N}} \right) \right] * R$$

där $e(N)$ är utsläppen till Östersjön då jordbrukarens kvävetillförsel minskat enligt $N - \bar{N}$, då \bar{N} är den normala kvävegivan (dvs. den optimala kvävetillförsel givet dagens SOC halt). Grödans normala kväveläckage vid kvävegivan \bar{N} betecknas som \bar{e} , konstanten β är ett värde för markens egenskaper och benägenhet för utlakning och R är retentionskoefficienten som är den genomsnittliga proportion av den utläkta kväve som faktiskt når kusten från GSS området.

För funktionen gäller att då $N = \bar{N}$ är $T = 0$ och då $N = 0$ är T den största möjliga minskningen av kväveläckaget till kust för rådande värden på R och β .

Den parametreras med data för olika grödornas medelläckage från modellen SOILNDB (Tabell 3). Ett lämpligt medelvärde på β är 0,71 (Simmelsgaard, 1998).

Tabell A1. Grödspecifika parametrar som används i modellerna för GSS.

Gröda	\bar{e}_1	B_2	R_3
Höstvete	37	0,71	0,75
Vårkorn	44	0,71	0,75
Raps	53	0,71	0,75
Socketbetor	37	0,71	0,5
Flerårig träda	20	na	0,5

Källor: 1) Blombäck, m fl. (2011), 2) Simmelsgaard & Djurhuus (1998), och 3) Brandt, Ejhed & Rapp (2008)

8.5. Aktörers deltagande vid utveckling av C-bank

I Tabell A2, ges en överblick över den process som använts i utvecklandet av C-bank med fokus på fas 2–4 i de processer som definieras för deltagandet. Mellan varje aktivitet i tabellen har det skett en utveckling av underlagsmaterial för nästa steg i processen. Tabellen ska ses som en schematiserad bild av de större interaktionerna i projektet. För att kunna utveckla de olika utkasten och prototypversionerna av verktyget har det naturligtvis tillkommit både mailkorenspondas och telefonkontakt. Vid alla möten med slutanvändare och forskare har anteckningar förts och de har också använts för att beskriva och förklara hur olika aktörsintressen mötts och stötts under utvecklingen av verktyget.

Tabell A2. Översikt över processen för utvecklandet av C-bank med utgångspunkt i de fem faserna (Utforska, Definiera, Designa, Testa, Implementera).

Fas	Tid	Aktivitet och inblandade aktörer	Metod
(1) Utforska	2013	Projektansökan	
(2) Definiera	2014	Identifikation och kontakt med huvud aktörer Identifikation av aktörers kontext och preferenser Precisering av metod för deltagande process Möte 1 med jordbruksrådgivare Länsstyrelsen	Aktörsanalys <ul style="list-style-type: none"> Litteraturgenomgång 1 jordbruksrådgivning: innehåll och timing Litteraturgenomgång 2 artiklar om modellen och värderings av kol i mark. Litteraturgenomgång deltagande design och modellering. Presentationer av modeller och samtal om konstruktion och likheter olikheter i modellerna
		Möte 2 jordbruksrådgivare Länsstyrelsen	<ul style="list-style-type: none"> Presentation och diskussion av produktionsfunktioner (C-bank)
		Möte 3 jordbruksrådgivare Länsstyrelsen	<ul style="list-style-type: none"> Presentation och diskussion av produktionsfunktioner (C-bank)
(3) Designa	2015	Möte 1 modellerare – test av v.1 utkast C-bank Möte 1 jordbruksrådgivare Hushållningssällskapet – test av v.2 utkast C-bank	<ul style="list-style-type: none"> Utvecklande av power point som beskriver utseende och flöde av information i C-bank. Utvecklande v.2 utkast C-bank.
(4) Testa	2016	Möte 2 modellerare – test av v.3 utkast C-bank Möte 1 med web-verktygsutvecklare – test av v.3 utkast C-bank Möte 2 med web-verktyg utvecklare – test av v.4 ukast C-bank. Möte 1 forskare och web verktygs utvecklare – test av Prototyp 1 C-bank Möte 2 forskare och web-verktygsutvecklare – test av Prototyp 2 C-bank Test 1 av prototyp 3 C-bank- Jordbrukare och rådgivare Borgeby fältdagar (12 jordbrukare och 3 rådgivare) Test 2 av Prototyp 3 på två grupper av jordbrukare och rådgivare från Länsstyrelsen respektive Hushållningssällskapet	<ul style="list-style-type: none"> Utvecklande av v.3 och v.4 utkast C-bank samt Prototyp 1 och 2 C-bank. Utvecklande av Prototyp 3 C-bank Utvecklande av test protokoll för användarvänlighet C-bank. Test protokoll för test tillfällena.
(5) Implementera	2016	Presentation av slutgiltig version C-bank Förslag på hur verktyget kan användas i en rådgivnings situation	

Värdering av ekosystemtjänster inom jordbruket – för effektivt beslutsfattande

RAPPORT 6753

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6753-3
ISSN 0282-7298

KATARINA HEDLUND, MARK BRADY, HELENA I. HANSON, JORDAN HRISTOV,
JOHANNA ALKAN OLSSON, HENRIK G. SMITH, FREDRIK WILHELMSSON

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Ekosystemtjänster kan bidra till att synliggöra värden i naturen som människor är beroende av för sin överlevnad och sin välfärd. Att utveckla markanvändning samt integrera värdet av ekosystemtjänster i lantbrukares produktionsbeslut är nödvändigt för att möta en ökad efterfrågan av jordbruksprodukter samtidigt som de svenska miljömålen ska uppnås.

I projektet har verktyg utvecklats tillsammans med mottagare, vilket säkrar relevans och att värdet av ekosystemtjänster kan kommuniceras till rätt nivå för beslut; lokal, regional och nationell. Värderingsmodellerna (verktygen) har anpassats till lokal nivå (gård), regional nivå (Skåne) och nationell nivå (Sverige) för att kunna stödja beslut om skötsel av jordbruksmark från gård till myndighet för effektiv produktion av ekosystemtjänster.

I rapporten undersöks hur värdet på ekosystemtjänster och naturkapital kan användas för att göra väl grundade beslut är viktigt för att bidra till bättre underlag för beslut om jordbrukspolicy.

Studien visar på ett konkret sätt hur begreppet ekosystemtjänster kan komma till praktisk nytta.

Den här rapporten är ett resultat från ett av sju projekt inom forskningssatsningen Värdet av ekosystemtjänster och har författats av forskare vid Lunds Universitet och SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet). Projektet finansierades av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.



Etappmålet om betydelsen av den biologiska mångfalden och värdet av ekosystemtjänster innebär att senast 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligen. Viktiga insatser för att uppnå målet är forskningssatsningen Värdet av ekosystemtjänster och Naturvårdsverkets kommunikationssatsning under år 2014 till 2017.

Läs mer på www.naturvardsverket.se/ekosystemtjanster.



NATUR
VÅRDS
VERKET