



Værdisætning af økosystemtjenester i et nationalt naturnetværk i Danmark eksempel for Haderslev Kommune

Vogdrup-Schmidt, Mathias; Strange, Niels; Olsen, Søren Bøye; Ravensbeck, Lars; Panduro, Toke Emil; Thorsen, Bo Jellesmark

Publication date:
2014

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Vogdrup-Schmidt, M., Strange, N., Olsen, S. B., Ravensbeck, L., Panduro, T. E., & Thorsen, B. J. (2014). *Værdisætning af økosystemtjenester i et nationalt naturnetværk i Danmark: eksempel for Haderslev Kommune*. Frederiksberg: Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr. 228

IFRO Rapport



Værdisætning af økosystemtjenester i et nationalt naturnetværk i Danmark

Eksempel for Haderslev Kommune

Mathias Vogdrup-Schmidt

Niels Strange

Søren Bøye Olsen

Lars Ravensbeck

Toke E. Panduro

Bo Jellesmark Thorsen

IFRO Rapport 228

Værdisætning af økosystemtjenester i et nationalt naturnetværk i Danmark:
Eksempel for Haderslev Kommune

Forfattere: Mathias Vogdrup-Schmidt, Niels Strange, Søren Bøye Olsen, Lars Ravensbeck, Tøke E. Panduro, Bo Jellesmark Thorsen

Udgivet: Juni 2014

Denne rapport er udarbejdet på opdrag af Naturstyrelsen.

IFRO Rapport er en fortsættelse af serien FOI Rapport, som blev udgivet af Fødevareøkonomisk Institut. Se hele rapportserien på http://www.ifro.ku.dk/publikationer/ifro_serier/rapporter/

ISBN: 978-87-92591-47-0

Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi
Københavns Universitet
Rolighedsvej 25
1958 Frederiksberg C
www.ifro.ku.dk

Resumé

I denne rapport præsenteres et eksempel på kortlægning af nye naturarealer og værdisætning af udvalgte økosystemtjenester fra disse med udgangspunkt i Haderslev Kommune og på basis af den eksisterende miljøøkonomiske forskning i Danmark. Specifikt er der fokus på at kvantificere konsekvenser ved implementering af et større sammenhængende netværk af naturområder indenfor det konkrete område i Haderslev kommune, der fx kan indgå i et fremtidig nationalt naturnetværk. Der anvendes, i det omfang det er muligt, konkret og lokalspecifik viden om økosystemtjenesternes omfang og værdier, men i det omfang dette ikke er muligt, anvendes mere generiske tilgange (fx anvendelse af data og modeller fra andre nationale eller internationale studier) samt tilgængelig forskningsbaseret viden om økosystemtjenester. Rapporten afdækker og kvantificerer relevante økosystemtjenester for Haderslev Kommune og illustrerer deres potentielle anvendelse til vurdering og prioritering af naturbeskyttelsestiltag på kommunalt niveau samt til etablering af et nationalt naturnetværk frem mod 2050. Baseret på en række scenarieanalyser præsenteres resultater for, hvor store de velfærdsøkonomiske omkostninger vil være ved forskellige størrelser af arealudtag til naturnetværket og den naturmæssige kvalitet, netværket vil have – udtrykt ved HNV-indekset. Vi præsenterer også en vurdering af en række velfærdsøkonomiske gevinster fra udvalgte økosystemtjenester. Som et eksempel vil et udtag på 11 % af Haderslevs land- og skovbrugsarealer (8955 hektar) sikre et arealudtag, der formår at realisere halvdelen af det HNV potentiale, der er i området, samt tilgodese betydelige dele af hensyn til fokusområder for rekreative aktiviteter og vandindvinding. Et udtag i denne størrelse vil i alt indebære tabte produktionsværdier svarende til en velfærdsøkonomisk værdi på godt 18-21 millioner kroner/år. Vi har gennemført værdisætning af effekterne på dels CO₂-binding, fortrængning af kvælstof, visse elementer af landskabsværdierne og en forbedret jagt. Disse gevinster løber samlet op i en velfærdsøkonomisk værdisætning på 6-9 millioner kroner/år. Tilbage er en netto velfærdsomkostning på 12-13 millioner kroner/år, og dette tab skal holdes op mod de miljøeffekter, der endnu ikke er værdisat i caseområdet. Det gælder særligt værdien for biodiversiteten, der aktuelt alene er repræsenteret ved HNV-indekset, men det gælder også yderligere rekreative muligheder, herunder turisme, samt værdien af centrale drikkevandsinteresser. Også de to sidstnævnte er kun inddraget kvalitativt i analysen. Derudover kommer eventuelle andre klimaeffekter og næringsstoffeffekter (fx fosfor) af fortrængningen af landbrug, potentielt forbedret jagt gennem større vildtpopulationer, reducerede lugtgener og andre lokale effekter. Rapporten diskuterer både de natur- og samfundsvidenskabelige udfordringer. Endvidere vurderes fremgangsmåden og de anvendte modellers mulighed for at blive overført til kortlægning af værdien af danske økosystemtjenester i det øvrige Danmark. Herved bidrager rapporten til at skitsere en anvendelse af metoder til brug for en samfundsøkonomisk vurdering og prioritering af naturtiltag i forbindelse med Naturplan Danmark – herunder tanken om et nationalt naturnetværk frem mod 2050 – ligesom rapporten også viser et eksempel på potentialerne i den kortlægning og værdisætning af økosystemer og økosystemtjenester, der aktuelt efterspørges i EU's igangværende kortlægning (Mapping and Assessment of Ecosystem Services -MAES).

Indholdsfortegnelse

1	Indledning.....	4
1.1	Baggrund	4
1.2	Kortlægning af økosystemtjenester og Naturplan Danmark.....	5
1.3	Disposition.....	7
2	Haderslev Kommune	7
2.1	Landskab.....	8
2.2	Landanvendelser og Natura2000	9
3	Økosystemtjenester.....	10
3.1	Sammenstilling af begreber og definition.....	10
3.2	Natur- og samfundsvidenskabelige vidensbehov	12
3.3	Økosystemtjenester i dansk sammenhæng	13
3.4	Økosystemtjenester i case-området	15
4	Værdisætning af økosystemtjenester i case området.....	18
4.1	Forsynende økosystemtjenester	18
4.1.1	Landbrugsproduktion.....	18
4.1.2	Skovbrugsproduktion.....	19
4.1.3	Drikkevand	19
4.2	Regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester	20
4.2.1	Kulstof	21
4.2.2	Næringsstoffer og vandkvalitet.....	22
4.2.3	Bestøvning og genpuljer	22
4.2.4	Klima	22
4.2.5	Vindbeskyttelse	23
4.2.6	Vandstrømme herunder vandafstrømning og kystbeskyttelse	23
4.3	Kulturelle økosystemtjenester	23

4.3.1	Biodiversitet	24
4.3.2	Skovrejsning og herlighedsværdier	25
4.3.3	Jagt.....	26
5	Udpegning af potentiel sammenhængende og mere robust natur.....	26
5.1	Flerkriteriemodellen ILWIS	26
5.1.1	Scorefunktioner	29
5.1.2	Indbyrdes vægtning	29
5.1.3	Kort over udpegningen	30
6	Konsekvensberegninger.....	31
6.1	Økonomiske konsekvenser	31
6.1.1	Økonomiske konsekvenser ved udlægning til urørt skov samt slæt.....	33
6.2	Konsekvenser for kvælstofreduktion.....	34
6.3	Konsekvenser for kulstofbinding.....	35
6.4	Konsekvenser for jagt.....	35
6.5	Konsekvenser for naturen, drikkevand og rekreation.....	36
6.6	Konsekvenser for beskæftigelsen.....	37
6.7	Samlede konsekvenser ved arealudtagning	38
6.8	Velfærdsøkonomisk beregning for skovrejsningsområdet	40
7	Synergier og afvejninger mellem økosystemtjenester	43
8	Potentielle bidrag til et naturnetværk.....	44
9	Konklusion	44
10	Litteraturhenvisning.....	46
	Bilag 1. Jordrenteberegninger.....	51
	Bilag 2. Respektive kort fra flerkriteriemodellen.....	58
	Bilag 3. Udtagning af Haderslev Kommunes areal til naturformål.....	59

1 Indledning

1.1 Baggrund

I denne rapport præsenteres et eksempel på kortlægning af nye naturarealer og værdisætning af udvalgte økosystemtjenester fra disse med udgangspunkt i Haderslev Kommune og på basis af den eksisterende miljøøkonomiske forskning i Danmark. Specifikt er der fokus på at kvantificere konsekvenser ved implementering af et større sammenhængende netværk af naturområder indenfor det konkrete område i Haderslev kommune, der fx kan indgå i et fremtidig nationalt naturnetværk.

Det er kendt, at økosystemer bidrager til den nationale velfærd, men at værdierne ofte er underestimerede og vanskelige at inddrage i beslutninger og politikformulering. En bedre værdisætning af økosystemtjenester kan bidrage til mere velinformerede og målrettede beslutninger og investeringer i kommunal og regional udvikling samt bedre velfærd for individer og samfundet som et hele. Der er store udfordringer i kortlægning af økosystemernes værdi. Det synes måske ikke at være vanskeligt at anerkende værdien af økosystemprodukter som fx fødevarer eller energi. Derimod er økosystemers betydning for rent vand, ren luft eller biodiversitet komplekse at værdisætte og ofte underestimerede. Det støt stigende pres på naturressourcer og økosystemer udfordrer behovet for at kende til økosystemernes fulde økonomiske værdi, og hvordan beslutninger og påvirkninger af økosystemerne ændrer den samfundsmæssige velfærd. Den væsentligste årsag til interessen for økosystemtjenester er bekymringen for de miljømæssige forringelser, som finder sted i verden, og de dermed forbundne tab af økosystemtjenester og negative påvirkning af menneskers velfærd og i yderste konsekvens livsgrundlaget; ikke blot her og nu men også for fremtidige generationer. Værdisætning af økosystemtjenester tager udgangspunkt i en nytteetisk og antropocentrisk opfattelse med fokus på menneskets behov, selv om der ikke udelukkende ses på den direkte nytte af naturen, men også på en række ikke-brugsværdier, der kan have symbolsk og spirituel karakter. Tilgangen bygger derfor i mindre grad på en opfattelse af, at vi mennesker måtte have et grundlæggende etisk ansvar for at tage vare på økosystemerne, og at den biologiske mangfoldighed kan have en værdi i sig selv. I en beslutningsproces bør dette aspekt selvsagt inddrages, men i en miljøøkonomisk sammenhæng som denne inddrages det ikke.

Økosystemtjenester kan betragtes som økosystemernes – i samspil med deres abiotiske¹ omverden – og de tilknyttede arters bidrag til menneskers livsgrundlag og velfærd. Fra slutningen af 1990'erne har der været en kraftig stigning i antallet af videnskabelige publikationer, der beskæftiger sig med begreberne økosystemfunktioner og -tjenester² (Fisher m.fl. 2009). Særligt to publikationer, Daily's "Naturens services" og en artikel i Nature af Costanza m.fl.: "Værdien af verdens økosystemfunktioner og naturkapital" – begge fra 1997 – har fremmet interessen for økosystemers betydning for menneskers livskvalitet. Det er enorme tal, man når frem til i studier som Costanza m.fl. (1997); det beregnes, at værdien af økosystemerne er henvend to gange større end den samlede verdens BNP, og kritikken af den slags studier har da også efterfølgende gået på, om denne beregning af den totale værdi af økosystemerne giver mening. For spørgsmålet om, hvorvidt vi har det rette niveau af økosystemtjenester, vedrører ikke summen af de eksisterende ydelser, men derimod

¹ Modsat biotiske (levende) faktorer er abiotisk benævnelsen for de ikke levende faktorer.

² Økosystemfunktioner er naturlige processer eller udveksling af energi i økosystemer. Det drejer sig især om udveksling af energi og næringsstoffer i fødekæder, der er vitale for opretholdelsen af plante og dyreliv på Jorden, såvel som nedbrydning af organisk stof og produktion af biomasse i forbindelse med fotosyntese. Økosystemtjenester er økosystemfunktioner der har en direkte værdi for os mennesker. Fx er fotosyntese med til at fjerne kulstof fra atmosfæren samt producere ilt og biomasse til glæde for os mennesker.

ændringerne – typisk tabet – af dem. Den relevante tilgang er derfor snarere at vurdere, hvordan den samlede værdi ændres ved ændringer i de eksisterende økosystemer.

Efterfølgende har FN's økosystemvurdering – Millennium Ecosystem Assessment (MEA) fra 2005 – forstærket interessen og bidraget ved at udvikle en begrebsramme og gennemføre den til dato mest omfattende evaluering af verdens økosystemer og økosystemtjenester og deres betydning for menneskers livsgrundlag og trivsel (MEA 2005, Daily m.fl. 2011). Hovedformålet med MEA var at vurdere konsekvenserne af økosystemforandringer for menneskers livsbetingelser samt tilvejebringe et videnskabeligt baseret grundlag for bevarelse og bæredygtig udnyttelse af økosystemtjenesterne. MEA anslår, at fødevarereproduktionen kun udgør 3 % af det globale bruttonationalprodukt, men at det måske er hen ved halvdelen af den globale arbejdsstyrke, der er beskæftiget i landbrugssektoren. Et studie af skovenes økosystemtjenester i Middelhavsområdet viser, at produktionsværdierne udgør mindre end halvdelen af skovøkosystemets samlede værdi (inkluderende kulstoflagring, rekreation, vand m.m.) (MEA 2005).

Omkring 60 % af økosystemtjenesterne undersøgt i MEA var enten blevet forringet som følge af menneskelige aktiviteter eller blev anvendt på et ikke-bæredygtigt niveau (MEA 2005). På trods af miljøforringelser og faldet i de fleste økosystemtjenester på globalt plan er velfærden dog generelt set steget over de sidste 50 år (MEA 2005, Raudsepp-Hearne m.fl. 2010). Det betyder imidlertid ikke, at økosystemerne er optimalt forvaltede i forhold til befolkningernes velfærd. Mange betragter tabet af biodiversitet og forringelse af økosystemtjenester som den største udfordring for miljøet i verden sammen med klimaforandringerne (se fx EC 2011). Tab af økosystemtjenester forventes således at få væsentlige og uheldige konsekvenser for fremtidige generationer og er allerede en barriere for at nå millenniumudviklingsmålene (MEA 2005, Sachs m.fl. 2009).

Som det centrale led i bestræbelserne på at standse tab af biodiversitet og vigtige økosystemtjenester i landene i den Europæiske Union har medlemsstaterne i 2011 vedtaget en ny Biodiversitetsstrategi frem til 2020 med hovedformålet at standse tabet af biodiversitet og nedbrydelsen af økosystemtjenester samt herunder som et delmål at genetablere mindst 15 % af de ødelagte områder i overensstemmelse med de globale mål, Aichi-målene; det være sig terrestriske, vådområder eller kystnære (EC 2011, CBD 2012, MAES 2012). Strategien støtter også den globale indsats med at bremse tabet af biodiversitet. EU's arbejde på dette felt bygger ikke alene på denne strategi og de relaterede naturbeskyttelsesdirektiver (Habitat- og Fugledirektivet), men også på nye mål og tiltag inden for en række andre beslægtede områder, der vedrører arealanvendelsen; den fælles landbrugspolitik, skovområdet, den fælles fiskeripolitik, havstrategidirektivet og vandrammedirektivet, idet man her ønsker at fremme en mere økosystembaseret forvaltning (MAES 2012).

1.2 Kortlægning af økosystemtjenester og Naturplan Danmark

EU's biodiversitetsstrategi for 2020 indeholder 6 konkrete mål og en dertil knyttet handlingsplan med i alt 20 punkter (EC 2011). Mål nr. 2 handler specifikt om at bibeholde og forbedre økosystemer og økosystemtjenester frem til 2020. En grundlæggende forudsætning for at kunne gennemføre dette mål er at kende karakteren og status for økosystemerne og de tilhørende økosystemtjenester. Punkt 5 i handlingsplanen er rettet mod målet, idet man vil øge kendskabet til økosystemer og økosystemtjenester i EU gennem en kortlægning og vurdering af status for økosystemerne og økosystemtjenesterne i hvert enkelt land senest i 2014 samt vurdere den økonomiske værdi af disse tjenester og fremme integrationen af disse værdiansættelser i regnskabs- og rapporteringssystemer i EU og på nationalt niveau senest i 2020 (EC 2011).

Kortlægningen og evalueringen af økosystemerne og økosystemtjenesterne er det første vigtige led i etableringen af en bæredygtig forvaltning af disse tjenester på europæisk plan. EU-Kommissionen har således med hjælp fra tilhørende organisationer og medlemslandene igangsat et arbejde, der skal støtte medlemsstaterne i kortlægningen og sikre en ensartet og vidensbaseret kortlægning og vurdering af økosystemerne og deres tjenester senest i 2014 (MAES 2012). Som baggrund for denne kortlægning kan både MEA, TEEB og de allerede gennemførte nationale økosystemundersøgelser (bl.a. UK NEA) være meget brugbare. Desuden er der allerede foretaget en indledende kortlægning af økosystemtjenester i biofysisk forstand på europæisk plan. Dog er denne baseret på indikatorer i stedet for direkte måling af de forskellige tjenester, idet der endnu mangler store mængder data for at kunne gennemføre en mere fuldstændig kortlægning og evaluering på europæisk niveau. (Maes m.fl. 2011). Efter kortlægningen af økosystemtjenesternes biofysiske karakter følger så arbejdet med deres værdisætning, som ifølge planen skal være på plads senest 2020 og efterfølgende skal foretages løbende i regnskabs- og rapporteringssystemer (MAES 2012). Parallelt med arbejdet i EU arbejdes der også i internationalt regi med at etablere en generel standard for regelmæssig registrering og værdisætning af økosystemtjenesterne under ledelse af FN's Statistiske Kommission. Systemet forventes at indgå i det allerede etablerede system og standard for miljøøkonomisk regnskab (SEEA); dog i første omgang af forsøgsagtig karakter (UNSTAT 2012).

I foråret 2013 offentliggjorde Natur- og Landbrugskommissionen (NLK) herhjemme en række anbefalinger til, hvordan landbrugets strukturelle, økonomiske og miljømæssige udfordringer kan løses, herunder hvordan landbrugserhvervet kan bidrage til klimaindsatsen og til miljø- og naturindsatsen. I forbindelse med den fremtidige udmøntning af NLK's anbefalinger forventes det, at denne på naturområdet blandt andet skal ske under Naturplan Danmark, som blandt andet vil inkludere en vision om et grønt naturnetværk. Hensigten med et sådant netværk er blandt andet skabelsen af mere og bedre sammenhængende natur med potentiale for ikke mindst et rigere dyre- og planteliv. Det nationale naturnetværk skal tage udgangspunkt i beskyttelsen af vores mest værdifulde internationalt og nationalt beskyttede naturområder. Med udgangspunkt i de eksisterende naturområder skal der udpeges et samlet, nationalt netværk af naturområder, som skal være en ramme for på lang sigt at sikre bedre sammenhæng, plads og udviklingsmuligheder for den danske natur og biodiversitet. Som en del af dette fokus og lanceringen af en vision om et sådant grønt naturnetværk er der et tydeligt behov for at kunne dokumentere velfærdsøkonomiske konsekvenser af et ændret udbud af økosystemtjenester. Denne viden om økosystemtjenester og deres værdisætning vil bidrage til et bedre grundlag for at inddrage dem i økonomiske analyser og beslutningsprocesser.

Ravensbeck m.fl. (2013) konkluderer endvidere at en kortlægning og værdisætning på nationalt plan vil være meget relevant i forhold til en diskussion af konsekvenserne af et nationalt naturnetværk i Danmark. Dog findes der endnu ikke en tilstrækkelig sammenstilling af den relevante viden og derfor anbefales det i det omfang, der fokuseres på en national case, at fokusere på et udpluk af tjenester, der geografisk og enhedsmæssigt er relativt godt beskrevet (fysisk og værdimæssigt). En mere lokal case vil muliggøre en mere detaljeret kortlægning og erfaringsopbygning i forhold til muligheder og begrænsninger ved værdisætning af et grønt naturnetværk på både lokalt og nationalt plan. Derfor vil denne rapport fokusere på en analyse af en bredere vifte af et lokalområdes eksisterende økosystemtjenester samt potentielle økologiske og samfundsøkonomiske effekter ved implementering af naturtiltag.

1.3 Opbygning af analysen

Haderslev Kommune anvendes som case i denne analyse. Området indeholder både kystnatur, intensivt dyrkede landbrugsarealer, skov, og bynære arealer med potentiel etablering af ny natur som en del af et sammenhængende naturnetværk. Jævnfør anbefalingerne i Ravensbeck m.fl. (2013) er rapportens datagrundlag hovedsageligt baseret på generisk information, men i det omfang det er muligt, inddrages lokal viden til en kvantificering af økosystemtjenesterne og deres ændringer.

Indledningsvis præsenteres Haderslev Kommune og dette efterfølges af en sammenstilling af de teoretiske begreber omhandlende økosystemtjenester på internationalt og nationalt plan. Herefter følger værdisætning af de relevante økosystemtjenester i Haderslev Kommune. Der fokuseres på terrestriske økosystemer og byernes økosystemer er ikke indarbejdet i rapporten.

Rapporten giver et eksempel på en metode til en eventuel prioritering og udpegning af mere sammenhængende og robust natur. For disse områder og et mindre, afgrænset skovrejsningsscenario vil de velfærdsøkonomiske konsekvenser og andre afledte effekter blive præsenteret. Herunder bidrager projektet med en lokal beskrivelse af mulige trade-offs (konflikter) og synergieffekter. Det forventes, at rapporten vil bidrage med viden om muligheder og begrænsninger ved kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i forbindelse med etablering af et landsdækkende nationalt naturnetværk i Danmark. Casen skal tjene som inspiration til den fremtidige kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester på kommunalt samt nationalt plan.

Nærværende rapport identificerer og anvender den tilgængelige forskningsbaserede viden i en modellering af økosystemtjenester, der vil være relevante i en dansk sammenhæng og deres værdisætning. På baggrund af empiriske og generiske data for Haderslev Kommune diskuteres også følgende spørgsmål:

- Hvilke økosystemtjenester vil være relevante at inddrage og kortlægge?
- Hvilke usikkerheder og huller i vidensgrundlaget vil der være brug for at tage hånd om i forbindelse med en generel værdisætning af økosystemtjenester i et nationalt naturnetværk i Danmark?
- Hvordan kan man ud fra eksisterende studier og data foretage en kvantificering og værdisætning af økosystemtjenester for et mere sammenhængende naturnetværk i case-området?

2 Økosystemer og landskaber i Haderslev Kommune

2.1 CICES Økosystemer

EU's Mapping and Assessment of Ecosystem Services (MAES) proces har konstrueret et sæt af generiske økosystemkategorier, som danner rygraden i de aggregerede opgørelser der aktuelt arbejdes med på Europæisk plan. MAES-typologien har som sit overordnede niveau tre økosystemkategorier: Terrestriske, ferske vande samt marine økosystemer (MAES 2012). I denne rapport er der alene fokus på den første kategori, selvom det skal bemærkes at udlæg af naturarealer i det niveau, der analyseres her, kan have effekter på såvel ferske vande som de nære fjordområder.

På andet niveau har MAES typologien i alt otte terrestriske økosystemkategorier, der kan oversættes som:

- Det urbane økosystem, fx haver, parker, vandafledning, restarealer med mere
- Afgrødearealer, som er landbrugsland, planteskoler, gartnerier med planter, korn, majs og andre afgrøder under jævnlig dyrkning
- Græsningsarealer, som er mere ekstensive drevne landbrugsarealer med periodevis græsning
- Skove og træbevoksede arealer
- Heder og andre buskbevoksede arealer og overdrev
- Tyndt bevoksede arealer, der kan være delvise ørkener, strande, klitter, ruderater, stenbrud og andre arealer
- Vådområder, der inkluderer våde enge, moser og andre våde landområder.

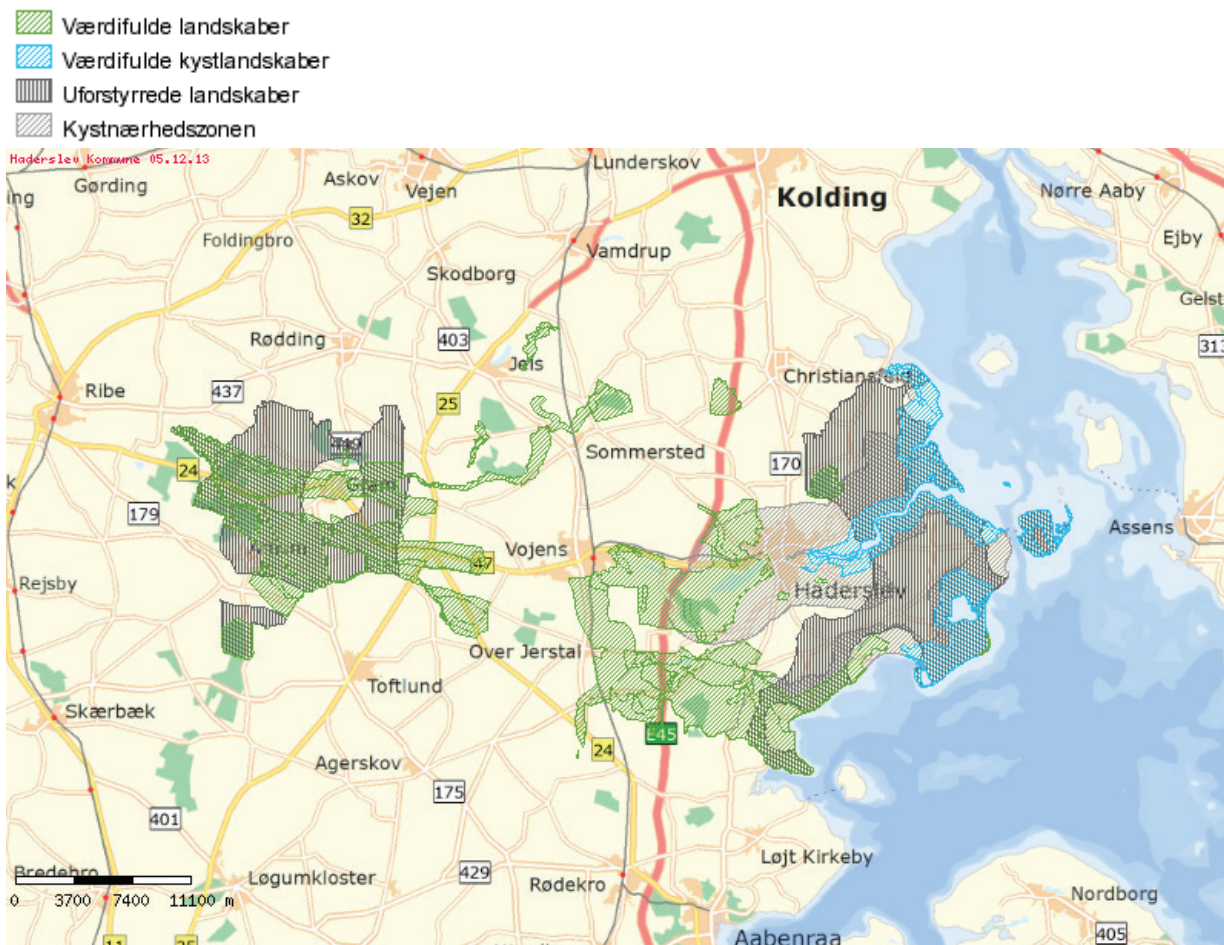
I Haderslev Kommune findes der flere af disse økosystemer, og mange af dem inddrages i denne rapports analyser. Det er dog åbenbart, at der her er tale om nogle ganske grove kategorier af økosystemer og vores analyser vil i praksis kunne skelne mere detaljeret mellem fx skove under forstlig drift, løv, nål og urørte skove til biodiversitetsformål, ligesom der i Haderslev findes en stor variation i driften af landbrugsarealerne og de konkrete habitater.

En grundkortlægning af økosystemtjenester, økosystemer samt værdisætningen af disse kan med fordel arbejde på dette mere detaljerede niveau og inddrage den lokale viden. Dette kan bidrage til en diskussion af hvilke værdier der er i spil. MAES's økosystemkategorier er dermed mest anvendelige til en efterfølgende aggregering og afrapportering i generelle termer. Af samme grund vælger vi her at præsentere en mere landskabsorienteret beskrivelse af Haderslevområdet.

2.2 Landskab

Landskabet i Haderslev Kommune er meget rigt og varieret. Over flade sandede hedesletter i vest med bakkeøer, ådale og vandløb til frodigt bakket fjordlandskab med løvskove og fede jorder og kystlandskabet med Årø i øst. Kommunen har udpeget fire forskellige landskabstyper med bevaringsinteresser som også er præsenteret grafisk på figur 3 (Haderslev Kommune 2013):

- **Kystnærhedszonen** er en cirka 3 km bred zone langs kommunens kyster men også langs Haderslev Fjord og Dam.
- **Værdifulde kystlandskaber** omfatter relativt åbne og ubebyggede arealer, hvorfra vandet kan ses, eller hvor der på anden måde er en klar oplevelse af kystnærhed. De værdifulde kystlandskaber ligger inden for kystnærhedszoneafgrænsningen og omfatter kystområderne fra Halk til Grønningshoved Strand, hele Årø samt begge sider af Haderslev Fjord.
- **Værdifulde landskaber** er landskabsbilleder af enestående og særlig værdi, geologiske interesser af enestående og særlig værdi eller interesseområder for friluftslivet af særlig værdi. De værdifulde landskaber omfatter hovedsageligt områder langs Haderslev Fjord og landskabsbåndet mellem Haderslev og Vojens, samt områderne omkring Gram frem til kommunegrænsen ved Enderupskov.
- **Uforstyrrede landskaber** er områder, der er upåvirkede af større tekniske anlæg. De uforstyrrede landskaber omfatter hele kystbåndet øst for Haderslev fra kommunegrænsen i syd til kommunegrænsen i nord, samt områderne omkring Gram.



Figur 1. Landskaber og landskabsværdier i Haderslev Kommune. Kilde: (http://www.kommuneplan.haderslev.dk/dk/hovedstruktur_og_retningslinier/landskab_natur_og_jordbrug/landskaber/).

2.3 Landanvendelser og Natura2000

Af Haderslev kommunes 81.370 hektar udgør landbrug 56.951 hektar eller ca. 70 %, hvilket er lidt højere end landsgennemsnittet på ca. 62 %. Dog udgør skovene 9.407 hektar eller 11,6 % af arealet, hvormed skovprocenten er på niveau med resten af landet (ILWIS 2013, egne beregninger). De resterende arealer er enten andre åbne naturområder, som f.eks. heder, der forekommer specielt i kommunes vestlige del, samt byer og veje mm. Haderslev Kommune er altså præget af store arealer intensivt landbrug men indeholder også på anden måde værdifulde landskaber som nævnt ovenfor.

Dertil kommer en række Natura2000-områder, der indeholder bevaringsværdig natur og altså er underlagt international beskyttelse. Natura2000-områder er en samlebetegnelse for udpegede Habitatområder og Fuglebeskyttelsesområder. Lillebælt mod øst indgår i et Natura2000-område, hvor blandt andet strandvolde, vadeflader og strandenge indgår i udpegningsgrundlaget. Kystområderne er altså af særlig betydning foruden Årø og de kystnære havområder, der har betydning for en lang række fuglearter på udpegningsgrundlaget som bl.a. edderfugl og hvinand (Naturstyrelsen 2011a).

Foruden kystområderne er de særligt udpegede naturområder knyttet til skove med nærliggende vådområder. Centralt i kommunen ligger Natura2000-området Pamhule Skov, der foruden særlige skovtyper også er udpeget på baggrund af forekomsten af bl.a. sure overdrev og kildevæld. Fuglearterne: hvepsevåge, rød glente og isfugl er ligeledes på udpegningsgrundlaget. Naturstyrelsen har udpeget skovene i dette område til et af landets 14 særlige områder for naturskov (Naturstyrelsen 2011b).

Længst mod vest i kommunen ligger Lindet Skov, der er en del af et større sammenhængende Natura2000-område, hvor bl.a. indlandsklitter og heder foruden skovtyper er på udpegningsgrundlaget (Naturstyrelsen 2011c).

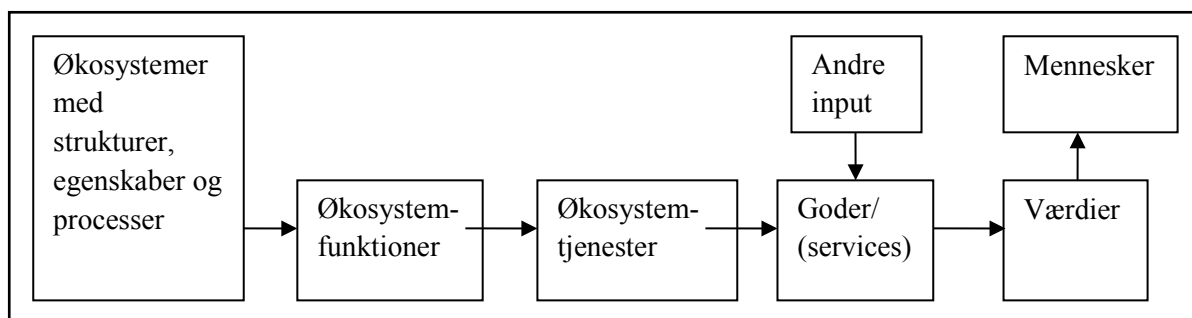
Haderslev Kommunes landskab indeholder som beskrevet en stor del intensivt dyrket landbrug men finder desuden også plads til en bred vifte af specielle og beskyttede naturtyper. Variationen i landskab og natur på tværs af kommunen gør området særligt interessant at anvende som case-område for behandling af økosystemtjenester.

3 Økosystemtjenester

3.1 Sammenstilling af begreber og definition

I figur 2 præsenteres begreberne fra den engelske økosystemkortlægning, UK NEA (Mace m.fl.2011) samt den såkaldte økosystemtjeneste- kaskademodel, der også anvendes i forbindelse med en international standard for økosystemtjenester; Common International Classification of Ecosystem Services, CICES. Strukturelt og begrebsmæssigt forventes dette arbejde at ligge til grund for den kommende fælles EU vejledning om kortlægning af økosystemtjenester (Haines-Young og Potschin 2010, MAES 2012). Økosystemernes strukturer, egenskaber og processer udgør de grundlæggende fysiske og biologiske karakteristika, som ligger bagved økosystemfunktionerne. Sidstnævnte har ligheder med økosystemtjenesterne, men adskiller sig på i hvert fald ét afgørende punkt; økosystemtjenesterne har direkte indflydelse på folks velfærd, hvilket økosystemfunktionerne ikke har. Funktioner kan dog indgå som understøttende elementer i økosystemtjenesterne og vil dermed være indregnet i disse. Begrebet goder skal her forstås bredt, indeholdende såvel varer som miljø- og naturgoder, og kan både være markedsomsatte og ikke-markedsomsatte, altså også hvad ofte benævnes services. I dele af litteraturen anvendes goder om de mere håndgribelige ydelser og services (vist nedenfor i figur 2 i parentes) om de mindre håndgribelige ydelser (Haines-Young og Potschin 2010). Et eksempel på et gode er de store globale biomasseressourcer i de tempererede skove. De repræsenterer kun en værdi i det omfang biomassen forarbejdes til tømmerprodukter. Her anvendes denne opdeling således ikke, da det bl.a. vil forvirre i forhold til den klare adskillelse mellem goder og økosystemtjenester, som vil være nødvendig ved en korrekt værdisætning. Andre input referer til, at goder ofte vil være produceret gennem en kombination af forskellige input, f.eks. i fiskeriet hvor arbejde, kapital og havets økosystemer tilsammen bidrager til opnåelsen af fangsterne. Heraf bidrager havets økosystemer i fysisk forstand med tilvæksten for de arter, der har interesse for mennesket. Værdien af disse tjenester er imidlertid afhængig af både efterspørgslen efter fiskeprodukterne, omkostningerne ved fangsten samt reguleringen af fiskeriet. Opdelingen i figur 2 gør det nemmere at forstå den ofte komplekse kobling mellem økosystemer og menneskelig velfærd. Denne skelnen mellem godet og værdien af dette afspejler at værdien af godet er kontekstafhængigt og varierer over tid og rum. Det gælder for mange goder. Et eksempel kunne være økosystemers rekreative værdier der afhænger af deres rumlige placering. Skove placeret tæt på byer har større rekreative værdier end skove i tyndt befolkede områder. I

den økonomiske værdisætning af økosystemtjenester er det således afgørende at kunne skelne mellem økosystemfunktioner og økosystemtjenester, da man ellers risikerer den førnævnte dobbeltregning. Begrebet økosystemtjenester kan, som det fremgår, få en lidt abstrakt karakter, og forstås ofte bedre i relation til de goder, som de medvirker til at frembringe.



Figur 2. Sammenhæng mellem økosystemer, deres tjenester og værdier. Kilde: Mace m.fl. (2011) og Haines-Young og Potschin (2010).

FN's økosystemvurdering, MAE, fra 2005 indeholder to centrale elementer. For det første påvises på systematisk vis relationen mellem økosystemernes tilstand og tjenester og menneskers velfærd. Begrebet økosystemtjenester defineres her som ”de fordele (benefits) som folk får fra økosystemerne³” (MAE 2005). Dernæst indbefatter studiet den første alment udbredte klassificering af de forskellige økosystemtjenester. Der skelnes overordnet mellem fire typer af tjenester, der vil blive præsenteret i en dansk sammenhæng senere:

- De forsynende som bidrager til en række materielle goder såsom fødevarer, tømmer, drikkevand og energi (biobaseret)
- De regulerende som består af økosystemernes kontrol og indvirkning på både det fysiske og biotiske miljø og bl.a. regulerer vand, luft, klima, bestøvning og kontrollerer skadedyr
- De kulturelle som alle er af ikke-materiel karakter og forudsætningen for rekreative, æstetiske, og spirituelle goder
- De støttende som understøtter de andre tjenester i form af fotosyntese, vand- og næringsstofkredsløb samt jorddannelse.

Begrebet økosystemtjenester fra FN's økosystemvurdering er imidlertid ikke direkte operationelt. Der er ikke nogen klar skelnen mellem økosystemtjenester og de tilhørende goder samt mellem egentlige økosystemtjenester og det, man kan kalde økosystemfunktioner, der kan ses som bagvedliggende økosystemfunktioner svarende til rå- og hjælpestoffer i forbindelse med almindeligt regnskab (Wallace 2007, Boyd og Banzhaf 2007, Fisher og Turner 2008). Derfor har man de seneste år forsøgt at forbedre den konceptuelle ramme. En sådan opdeling mellem funktioner, økosystemtjenester og de endelige goder⁴ er

³ Et økosystem er de plante, dyre og organisme samfund der lever, ernærer sig, reproducerer sig og interagerer i et fælles område eller miljø.

⁴ Goder er alle ikke-brugs og brugs, materielle og ikke-materielle outputs fra økosystemerne der har en værdi for mennesker (UK NEA 2011).

anvendt i det førnævnte TEEB-studie samt i den nationale britiske økosystemvurdering, UK NEA (TEEB 2010, Mace m.fl.2011). Et vigtigt træk ved TEEB og UK NEA sammenstillingerne er, at de *støttende* økosystemtjenester ikke længere er inkluderet, da der udelukkende er tale om processer og funktioner, hvis værdi kommer til udtryk gennem de efterfølgende økosystemtjenester. Det svarer metodemæssigt til en beregning af værditilvækst i et bestemt erhverv eller en opgørelse af BNP i et land, hvor man fratrækker de anvendte rå- og hjælpestoffer, idet der ellers ville være tale om dobbeltregning, da de jo indgår i værdierne af de færdige varer. Disse funktioner er imidlertid stadig vigtige at forstå og bør registreres, således at man sikrer, at de fortsat kan levere de nødvendige økosystemfunktioner, da en eventuel degradering eller reduktion indirekte kan få en negativ effekt på velfærden. Det bør tilføjes, at for at værdisætning af økosystemtjenester kan blive korrekt, skal alle disse være prissat korrekt. Hvis fx landbrugsproduktionen forbruger råstoffer og skader økosystemer og derved er forkert prissat pga. markedsfejl (eksternaliteter), så vil prisen på fx fødevarerne jo netop ikke afspejle reduktionen af de rene grundvandslagre. Dette kan medføre skævvridning idet fx produktion af fødevarer på den måde ”frigøres” fra sin grundforudsætning: et velfungerende vand- og næringsstofkredsløb samt negative påvirkning af andre økosystemtjenester.

Som det vil fremgå af beskrivelsen af økosystemtjenester samt tabel 1, er der ikke kun tale om ydelser fra naturlige økosystemer, men også systemer der i væsentlig grad er påvirket af mennesker; f.eks. landbrug og urbane økosystemer. Et centralt element i begrebet økosystemtjenester er tilstedeværelsen af individer eller af en befolkning, der nyder gavn af disse tjenester. Uden denne modtagergruppe er der ikke tale om tjenester, men om økosystemprocesser eller -funktioner (Fisher m.fl.2009). Det betyder for eksempel, at en bynær skov kan levere flere økosystemtjenester i form af rekreation end en skov i et meget tyndbefolket område, som muligvis har en langt større artsdiversitet. Det er dog ikke det samme som, at ikke-brugsværdierne, f.eks. eksistensværdierne ikke er betydelige. Mange studier bekræfter således, at ikke-brugsværdierne er relativt store (Jacobsen og Thorsen 2010a). Variationen i produktionen af økosystemtjenester er imidlertid et af de forhold, der udfordrer værdisætningen af tjenesterne. Som illustration af dette og opfølgning på ovennævnte eksempel kan man betragte en situation, hvor to helt identiske skove leverer økosystemtjenester inden for rekreation og herlighedsværdier, der værdimæssigt er meget forskellige udelukkende på baggrund af deres placering i forhold til befolkningscentre. Denne illustration tager endnu engang udgangspunkt i den antropocentriske tilgang til økosystemtjenester. De ikke-monetære værdier bør dog i sidste ende inddrages i beslutningsprocessen.

3.2 Natur- og samfundsvidenskabelige vidensbehov

Der er i de seneste år sket store fremskridt i udviklingen af værdisætningsmetoder og antallet af studier er stadig stigende; også i Danmark. Der er således i dansk sammenhæng et stigende antal værdisætningsstudier af biodiversitet, og rekreation (Nielsen m.fl. 2007; Broch og Vedel 2010; Jacobsen og Thorsen 2010a; Jacobsen m.fl. 2011) og en voksende mængde om vand (Hasler m.fl. 2007; Bateman m.fl. 2011; Jørgensen m.fl. 2013; Campbell m.fl. 2013).

Værdisætningen af ændringer i økosystemtjenester er generelt vurderet, som det også fremgår af Ravensbeck m.fl. (2013) stadig ukomplet. Der er et behov for:

- i) forbedret naturvidenskabelig fysisk og økologisk viden om ”stock and flows” og de afledte ændringer i økosystemtjenester som følge af ændringer i miljøpolitik og tiltag
- ii) robuste estimater for de afledte effekters marginalværdier (værdi pr enhed)
- iii) viden om hvordan ii) ændrer sig hvis i) ændrer sig

For en række økosystemtjenester, primært knyttet til ændringer i produktionen af afgrøder, husdyr, fiskeri og vand, forefindes markedsdata, men når det kommer til såkaldte kulturelle eller regulerende økosystemtjenester er data mere sparsomme, da de oftest ikke handles på et virkeligt marked, men trods dette alligevel kan have en stor velfærdsøkonomisk betydning (Cardinale m.fl. 2012; Mace m.fl. 2012). Dog vil regulerende funktioner som kulstofbinding til en hvis grad kvantificeres ud fra arealanvendelsesdata (fx estimerer på skoves potentielle kulstofbinding). I tilknytning hertil skal der udpeges relevante indikatorer, der kan kobles med økosystemtjenesterne på en sådan måde, at de kan bruges til at vurdere både status og ændringer samt i sidste ende værdien af disse.

En kortlægning og beregning af økosystemtjenesternes samfundsøkonomiske værdi kræver således en fortsat udvikling af naturvidenskabeligt funderede modeller, der kan beskrive og kvantificere produktionen af økosystemtjenesterne samt ændringer i disse som følge af ændret arealanvendelse, klima eller miljø. Der skal tages højde for den direkte såvel som den indirekte sammenhæng mellem rumlige indikatorer og deres værdier samt den kontekst, de optræder i. Værdierne kan være knyttet til knaphed, tilgængelighed og lokale præferencer, således at små ændringer i ét område, der er karakteriseret ved knaphed, kan skabe store værdier, sammenlignet med et andet område, hvor der ikke er den samme efterspørgsel. I en dansk sammenhæng har Termansen m.fl. (2008), vist at der kan være tale om betydelige substitutionseffekter i forbindelse med etablering af nye skovområder. Værdien af fornyede rekreative muligheder ved bynær skovrejsning afhænger ikke blot af egenskaber (fx valg af træart) ved skovrejsningsprojektet og tilgængeligheden, men også af hvordan projektet påvirker værdien af eksisterende alternative skove, der anvendes til rekreative formål. Derfor er det ofte nødvendigt ikke kun at lave vurderingen på økosystemniveau men også på landskabsniveau og endda på relativt små afgrænsede områder i landskabet.

Vidensbehovene til kortlægning og værdisætning af alle økosystemtjenester er omfattende, selv inden for de allerede undersøgte områder er der mange videnshuller. De største udfordringer synes dog at være at tilvejebringe det fornødne naturvidenskabelige grundlag. Omfattende undersøgelser som UK NEA påpegede en lang række mangler i basal naturvidenskabelig viden om sammenhængen mellem de økosystemprocesser, -funktioner og -tjenester, der er nødvendige for at kunne vurdere effekten på menneskers velfærd (UK NEA 2011). Herforuden er der også betydelige mangler mht. data samt behov for udbygning eller forbedring af økonomiske metoder til at vurdere tjenesterne. Derfor vil selv et grundigt studium som UK NEA ikke på nuværende videns- og datagrundlag kunne vurdere alle økosystemtjenester på fuldt tilfredsstillende vis.

3.3 Økosystemtjenester i dansk sammenhæng

Som nævnt ovenfor er der på europæisk plan allerede foretaget en indledende kortlægning af økosystemtjenester i biofysisk forstand baseret på indikatorer (Maes m.fl.2011, EEA 2011). Ligeledes er der på generelt niveau viden om sammenhængen mellem de forskellige vegetationstyper og arealanvendelser og de økosystemtjenester, de kan understøtte (Maes m.fl. 2011, Brown m.fl. 2011). Kortlægningen er kraftigt begrænset af mangel på data og på viden om sammenhængen mellem de økologiske processer og strømmen af økosystemtjenester bortset fra en række lokale casestudier. Man kan desuden tilføje, at adskillelsen af økologiske funktioner, økosystemtjenester og goder som illustreret i figur 2 er en anden stor udfordring.

En kortlægning af økosystemtjenester i Danmark vil være meget omfattende, hvis man ønskede at gennemføre dem til bunds. Nedenfor er vist en oversigtstabel med en generel klassifikation af økosystemtjenester (de 3 øverste niveauer; sektion, division og gruppe), der er i overensstemmelse med EU 2010 biodiversitets-baseline.

Tabel 1. Oversigt over økosystemtjenester med reference til danske forhold. Kilde: CICES Classification version 4.3, January 2013, Haines-Young and Potschin 2013, Cices 2013.

Økosystem tjeneste-sektion	Økosystem tjeneste – division	Økosystem-tjeneste - gruppe	Eksempler på relevante økosystemtjenester i Danmark
Forsynende	Ernæring	Biomasse	Dyrkede afgrøder samt husdyrproduktionen fra landbruget. Vilde planter fra land og hav. Vildtfangede fisk og skaldyr fra havfiskeri. Dyrkede planter i dam- og havbrug. Fisk fra dam- og havbrug.
		Vand	Grundvand til konsum (drikkevandskvaliteten). Overfladevand.
	Materialer	Biomasse	Træproduktion fra skove. Foderproduktion til husdyr. Genetisk materiale til kemisk/ farmaceutisk industri eller forædling.
		Vand	Grundvand til markvanding. Grundvand til industri. Overfladevand.
	Energi	Biomasse-baserede energikilder	Biogas, halm og træaffald.
	Regulerende og vedligeholdende	Regulering af affald, giftstoffer eller andre ulemper	Remediering gennem levende organismer
Remediering via økosystemer			Nedbrydning, binding og sedimentering af forurenede stoffer på mark, skov, naturarealer, inkl. ferskvands- og marine områder. Fortyndning af spildevand og luftforurening, nedbrydning og i atmosfæren, ferskvands- eller marine områder. Visuel afskærmning af transportkorridorer af træer. Læbælter til støjafskærmning.
Regulering af strømme		Massestrømme	Beskyttelse mod erosion og jordskred i kystområder via læbælter og klitter med vegetation. Transport af sedimenter i kystområder.
		Vandstrømme	Opretholdelse af kapacitet til grundvandsdannelse. Beskyttelse mod oversvømmelser fra ekstremregn og stormflod. Vådområder, arealer til nedsivning og opsamling af regnvand.
		Luftstrømme	Vindbeskyttelse fra læbælter og skove. Luftcirkulation fra naturlig og plantet vegetation.

	Opretholdelse af det fysisk-kemisk og biologiske miljø	Livscyklus, habitater og genpuljer	Bestøvning af afgrøder og vilde planter. Refugier for dyr og planter. Opretholdelse af gen-puljer.
		Skadedyrs- og sygdomskontrol	Naturlig skadedyrs- og sygdomskontrol
		Jordbundskvalitet	Opretholdelse af jordens fertilitet og struktur.
		Vandkvalitet	Fjernelse af næringsstoffer fra vandmiljø; kvælstof, fosfor, mm.
		Klimaregulering	Modificering af globalt og lokalt klima, kulstofoptag og -lagring.
Kulturelle	Fysiske og intellektuelle	Fysisk og erfaringsmæssigt samspil	Rekreation, naturiagttagelser, naturbevarelse, jagt og lystfiskeri, mm.
		Information og viden	Undervisning, videnskabeligt arbejde (pollen, årringe, genetisk information, mm.), underholdningsmæssig (film, TV). Æstetisk og kulturarv.
	Spirituelle og symbolske	Spirituelle	Dyr og planter af symbolsk betydning (nationalsymboler). Hellige steder, planter, dyr.
		Andre kulturelle værdier	Eksistensværdier. Testamentariske værdier (biodiversitet).

3.4 Økosystemtjenester i case-området

I forbindelse med etablering af et grønt naturnetværk i Haderslev Kommune, som vil indeholde tiltag på eksisterende naturarealer og oprettelse af nye naturarealer, er der en forventning om forøgelse af en række økosystemtjenester på de berørte områder. Tabel 2 nedenfor viser i oversigtsform relationen mellem de tiltag, der forventes fremmet i forbindelse med et sammenhængende og mere robust grønt netværk, og de tilhørende økosystemtjenester. De beskrevne tiltag og forventede økosystemtjenester skal ikke anses som endegyldige, da kun et udsnit af tiltagene er kortlagt og beskrevet i dette projekt.

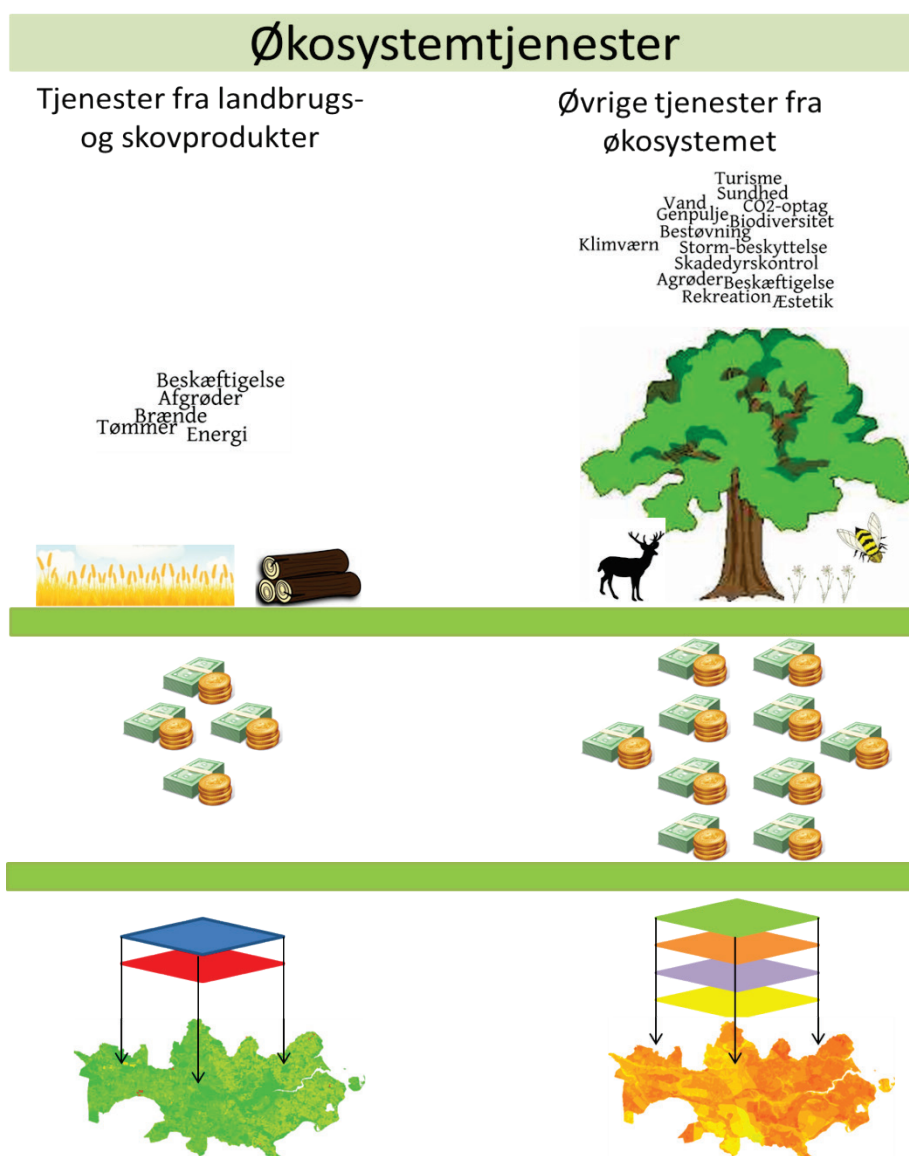
Tabel 2. Tiltag i mere robust og sammenhængende grønt naturnetværk og forventede ændringer i værdibærende økosystemtjenester. Eksempel udarbejdet for Haderslev Kommune.

Tiltag i grønt naturnetværk	Eksempler på forventede påvirkning af økosystem tjenester		
	Forsynende	Regulerende og vedligeholdende	Kulturelle
Etablering af naturskov	Tabt træproduktion	Øget kulstoflagring på kortere sigt Habitater og genpuljer	Rekreation Biodiversitet Øgede eksistens- og arveværdier

Udlægning af randzoner	Tabt landbrugsproduktion	Kvælstofreduktion Bestøvning	Rekreation Biodiversitet Øgede eksistens- og arveværdier
Etablering af vådområder	Tabt landbrugsproduktion	Kvælstofreduktion Klimatilpasning	Rekreation Biodiversitet Øgede eksistens- og arveværdier
Øget beskyttelse af marine reservater	Tabt/øget fiskeri afhængigt af arter og udformning af beskyttelsesområder	Genpuljer	Rekreation Biodiversitet Øgede eksistens- og arveværdier
Skovrejsning	Træproduktion Drikkevandsbeskyttelse	Læ CO ₂ -binding Reduceret udvaskning Klimatilpasning	Rekreation Rigere plante- og dyreliv (over tid)
Naturgenopretning af søer, enge og moser m.v.	Produktion fra fiskeri, kvæg mm	Genpuljer Reduceret udvaskning Klimatilpasning	Rekreation Rigere plante- og dyreliv
Naturgenopretning af vandløb	Fiskeri	Reduceret udvaskning Klimatilpasning Binding af N og P (ifm. oversvømmelser af brink- og randarealer osv.)	Rekreation Rigere plante- og dyreliv
Fastholdelse af og udlæg til græsland, tørre overdrev og hede	Potentielt tabt produktion	Drikkevandsbeskyttelse	Rekreation Rigere plante- og dyreliv Eksistens- og arveværdier
Anlæg af parker og grønne områder i byer	Tab af arealer til bebyggelse	Klimatilpasning i grønne områder	Rekreation Øgede herlighedsværdier
Genetablering af strandensarealer		Kulstoflagring	Rigere plante- og dyreliv Eksistens- og arveværdier
Beskyttelse og etablering af klitter		Beskyttelse mod sandfygning	Rekreation Rigere plante- og dyreliv Eksistens- og arveværdier
Ekstensivering af lavbundsgrunde,	Tabt	N-, P- og CO ₂ -binding, reduceret udvaskning	Rigere plante- og dyreliv

navnlig organogene (humus jorder)	landbrugsproduktion	af N og P Klimatilpasning	Eksistens- og arveværdier
-----------------------------------	---------------------	------------------------------	---------------------------

Nedenfor er vist en skitsering af økosystemtjenesters værdier fordelt på forsyningstjenester alene og i en sammenhæng med både regulerende og kulturelle tjenester for Haderslev Kommune. Figuren viser at skov- og landbrugsjorde ikke alene leverer økosystemtjenester i form af afgrøder og andre forsyningstjenester men også en lang række af andre økosystemtjenester.



Figur 3. Økosystemtjenester i Haderslev Kommune. Kilde: Modificeret efter Natur & Miljø 2013.

4 Værdisætning af økosystemtjenester i case området

4.1 Forsynende økosystemtjenester

Udpegning af et naturnetværk vil ofte sænke produktionen af forsynende økosystemtjenester (fx land- og skovbrugsproduktion), og det vil i den forbindelse være vigtigt at fastsætte værdien af produktionstab, eller naturnetværkets omkostningsside, og sammenholde den med de potentielle samfundsøkonomiske gevinster ved etableringen af netværket. Anvendelsen af disse er beskrevet nedenfor (Tabel 3).

Tabel 3. Liste over relevante studier vedrørende forsynende økosystemtjenester.

<i>Økosystem-tjeneste gruppe</i>	<i>Gode/service</i>	<i>Enhedspris</i>	<i>Kilde</i>
Fødevarer og andre produkter fra landbrug	Produktionsværdi, jordrente	1.050-3.900 kr./ha Metode: markedspris	Landbrugets økonomi (IFRO årlig)
Biomasse, tømmer og andre produkter fra skovbrug	Produktionsværdi, jordrente	500-5.000 kr./ha Metode: markedspris	Vedel m.fl. (2009) Jacobsen og Thorsen (2010b)
Dannelse af rent grundvand	Rent drikkevand	700-1.900 kr./husstand/år Metode: hypotetisk værdisætning Drikkevand- og afledningsspriser: 30-50 kr./m ³ Metode: Semi-markedspris/afgift	Hasler m.fl.(2005) www.hofor.dk

4.1.1 Landbrugsproduktion

Størstedelen af det åbne land i Haderslev Kommune udgøres af produktive landbrugsarealer. Landbrugsproduktionen skaber værdi via den direkte produktion, her benævnt jordrente, og bidrager også med beskæftigelse. Disse to aspekter indbefattes i modellen for at vise produktionstab ved en eventuel arealomlægning samt betydningen for landbrugsbeskæftigelsen. Det skal understreges, at en ændring i beskæftigelsen som sådan normalt ikke kan betegnes som en velfærdsøkonomisk gevinst eller tab fordi arbejdskraften antages at have anden anvendelse, og er derfor i denne sammenhæng blot en produktionsfaktor. Når vi alligevel opgør den særskilt i denne rapport skyldes det regeringens aktuelle fokus på beskæftigelsen og her særligt i landområderne.

Jordrenten udtrykker det årlige nettoafkast fra landbrugsjordens afgrødeproduktion. Den opgøres som forskellen mellem afgrødens (salgs)værdi og de samlede omkostninger ved dyrkning af afgrøden, herunder udsæd, gødning, kemikalier, aflønning af arbejdskraft (inkl. ejerens) samt afskrivninger og forrentning af maskiner og udstyr. Principielt svarer jordrenten til den forpagtningsafgift, der kan betales for jord af en given dyrkningsværdi. Jordrenteberegninger bygger hovedsageligt på budgetkalkuler fra Videncentret for Landbrug (<https://farmtalonline.dlbr.dk>).

Beskæftigelsen er opgjort over en række afgrødetyper og knytter sig derved til markblokkene fra DCE's data ud fra deres karakteristika på samme måde som jordrenten. Beskæftigelsestal er hentet fra IFRO's landbrugsspecifikke input-output tabel for 2008. Udarbejdelsen er tidligere dokumenteret i Jacobsen (1996). En detaljeret udredning af fremgangsmåden for beregning af jordrente og beskæftigelse i landbrugserhvervet fremgår af bilag 1.

4.1.2 Skovbrugsproduktion

Foruden jordrente på landbrugsproduktionen anvendes ligeledes et mål for tab af produktionsværdi i skov, hvis de bliver udlagt til naturformål, for at kunne sammenligne med jordrenten. Jordrenten i skov er i denne model beregnes som det annuierede gennemsnit af kapitalværdierne for henholdsvis bøg og rødgran, der viser det forventede afkast for en produktionsskov. Beregningen baseres på driftsøkonomiske modeller, markedspriser for skovprodukter (Dansk Skovforening 2012) samt regionale produktionsoversigter og kommunale løvskovs- og nåleskovsfordelinger (Johannsen m.fl. 2013). Der indarbejdes ikke eventuelle udgifter til fordyrende naturplejetiltag eller afværgeforanstaltninger.

Foruden tabet i beskæftigelse ved fald i landbrugsproduktionen kan der ligeledes opstå mindre fald i beskæftigelsen i skovbruget ved omlægning til naturnær skovdrift eller urørt skov. Dette er ikke forsøgt opgjort i denne analyse, ligesom eventuelle positive beskæftigelseseffekter ved etableringen af et naturnetværk ikke er medtaget.

4.1.3 Drikkevand

For drikkevandsinteresser, der er et centralt element i den senere udpegning, indgår tre forskellige lag fra Danmarks Miljøportal, henholdsvis *Drikkevandsinteresser*, *Nitratfølsomme indvindingsområder* og *Indsatsområder m.h.t. nitrat*. Fra førstnævnte inddrages de områder, der er udpeget som områder med særlige drikkevandsinteresser. Størstedelen af landet og således også Haderslev Kommune er udpeget som områder med drikkevandsinteresser hvis ikke med særlige drikkevandsinteresser. Kun det indre af Haderslev by har ikke interesse i drikkevandsmæssig sammenhæng. Nitratfølsomme indvindingsområder ligger spredt i landskabet i Haderslev Kommune og en del af disse samt flere mindre områder er udpeget som indsatsområder m.h.t. nitratreduktioner. Det er i disse områder en indsats for drikkevandet i første omgang ville blive prioriteret. Områder, der vil blive udlagt til natur eller ekstensiv drift, kunne derfor med fordel placeres i disse områder, for på den måde at mindske belastningen af nitrat og sikre drikkevandsinteresser. Vandforsyningen er her samlet, selv om den i CICES klassifikationen deles mellem ernæring (drikkevand og materialer). Værdien af vand er ikke blot afspejlet i drikkevandspriser, men kan også henføres til vandets betydning i forbindelse med vanding af afgrøder (forsynende), eller rekreation/æstetik samt beskyttelse af biodiversiteten og habitater i de åbne ferske og marine vande, som Haderslev Kommune er opland til (kulturel). I Hasler m.fl. (2005) kvantificeres gevinsterne som følge af grundvandsbeskyttelse. Betalingsviljen for beskyttelse af grundvandet er sammenlignet med betalingsviljen for alternativet til beskyttelse, nemlig rensning af forurenede grundvand til drikkevandsformål. Gevinsterne ved beskyttelse af grundvandet omfatter rent drikkevand nu og i fremtiden samt bedre betingelser for dyre- og plantelivet i søer og vandløb. Gevinsterne af rensning af grundvandet er rent drikkevand nu og i fremtiden, men der er ingen positive effekter på søer og vandløb. Betalingsviljen afhænger af værdisætningsmetoden. Den beregnes ved brug af valghandlingseksperiment til ca. 1900 kr./år per husstand i tillæg til den årlige vandregning, men blot 700 kr. pr. år, hvis "contingent valuation"-metoden bruges. På baggrund af Hasler mfl. (2005) er værdien af "naturligt og rent" drikkevand skønnet at udgøre 163 mia. kr. (DØR 2012a). Betalingsviljen for rensning af vand er lavere end for beskyttet grundvand - mellem 500 og 900 kr./år pr husstand (Hasler m.fl. 2005), hvilket

generelt ligger under de 700 til 1.900 kr./år pr. husstand. Der ser altså ud til at være en gevinst ved grundvandsbeskyttelse til sikring af rent drikkevand.

Da der ikke eksisterer en analyse af de hydrologiske konsekvenser for drikkevandsproduktionen ved en ændret arealanvendelse i Haderslev Kommune indgår der ikke en velfærdsøkonomisk opgørelse i denne rapport. Datalag for områder med drikkevandsinteresser indgår dog som en helt central del af udpegningen af arealer til et netværk, der vil blive beskrevet senere.

4.2 Regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester

De regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester er typisk en række tjenester, som kan bidrage til at reducere eller undgå skader f.eks. fra stormflod og oversvømmelser, bidrage globalt til at regulere og opretholde et gunstigt klima, vandkvalitet, bidrage til produktionen (bestøvning eller gunstigt lokalklima via lævirkning) samt bidrage til rekreation eller immaterielle værdier såsom eksistensværdier ved opretholdelse af økosystemers funktioner og strukturer. Værdien kan bl.a. opgøres ud fra de regulerende tjenesters påvirkning af (nutidsværdien af) fremtidige gevinster. For en række af de regulerende tjenester findes der ikke danske opgørelser over deres betydning eller værdier. Det omfatter bl.a. værdien af reguleringen, der sikrer grundvandsdannelsen, eller håndtering af regnvand for at hindre oversvømmelser efter ekstremregn samt kystbeskyttelsen. Det er et område, hvor økosystemerne kan indgå som del af løsningen, og samtidigt et eksempel på et område hvor både fysiske tiltag (investering i fysisk kapital) og økosystemtjenester kan spille sammen også i de kystnære og lavtliggende dele af Haderslev Kommune.

Tabel 4 viser de regulerende økosystemtjenester, hvortil der er fastsat en enhedspris. Kulstoflagring og kvælstofreduktion vil blive inddraget i en økonomisk analyse efterfølgende mens bestøvning og en række andre regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester vil blive beskrevet nedenfor.

Tabel 4. Liste over udvalgte eksisterende og relevante studier vedrørende regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester.

Økosystem-tjeneste gruppe	Gode/service	Enhedspris	Kilde
Regulering af fysisk-kemisk miljø	Kulstoflagring	45- 260 kr. pr. ton Metode: kvotepriser, Social Cost of Carbon	Finansministeriet (2001). Greenstone m.fl.2013
	Kvælstofreduktion	54-55 kr. pr. kg. Metode: markedsomkostning for reduktionstiltag	Niras (2010). Jacobsen m.fl.(2009), Dubgaard m.fl. 2013
Regulering af det biotiske miljø	Bestøvning	80 kr. pr. indbygger pr. år Metode: markedspris på produktionsværdi	Axelsen m.fl. (2011)

4.2.1 Kulstof

Det forventes, at udpegning af arealer til naturformål kan øge kulstofbindingen i jorden samt under- og overjordisk biomasse. De største forskelle vil opstå de steder hvor landbrugsafgrøder konverteres til skovbevoksede arealer, fx skovrejsningsområder.

Fastlæggelse af en beregningspris for atmosfærisk kulstofreduktion er et af de vanskeligste spørgsmål i forbindelse med miljøøkonomiske analyser. Der er to tilgange til at beregne enhedsprisen på CO₂ emissioner:

- i) beregning af social cost of carbon (SCC)
- ii) alternativomkostningen ved en reduktion i CO₂ emissioner

SCC er den samfundsøkonomiske omkostning ved en marginal forøgelse af kulstofemissioner på et givet tidspunkt, og den opgøres som nutidsværdien af de effekter som sådan en marginal forøgelse vil have over den relevante tidshorisont og den relevante geografiske udstrækning. Selvom definitionen kan synes enkel, så er opgørelsen absolut ikke enkel og derfor er litteraturen om emnet også domineret af en relativ lille gruppe højt specialiserede forskermiljøer med kapaciteten til at gennemføre sådanne opgørelser i komplicerede modeller, der kombinerer klimasimuleringsmodeller med samfundsøkonomiske modeller for centrale lande og samtlige verdens regioner (Nordhaus 1991, Tol 1997, 2005, Wattkiss m.fl. 2005). SCC er baseret på en beregning af velfærdstab ved udledning af emissioner og tager hensyn til omkostningernes tidsmæssige fordeling (skaleres derfor med den relevante tidspræference) samt at omkostningerne på ethvert tidspunkt rammer befolkningsgrupper på vidt forskelligt indkomst- og dermed forbrugsniveau. En af de tidlige oversigter af litteraturen, der på dette tidspunkt er relativt beskeden, er Fankhauser og Tol (1996). Der finder, at de fleste SCC estimater befinder sig i spændet mellem 30 kr. pr. ton C og 750 kr. pr. ton C. Tol (2005) præsenterer i en oversigt af litteraturen fra Nordhaus (1991) og frem til 2005 SCC estimater med et gennemsnit på 560 kr. pr. ton C, men med en median på 84 kr. pr. ton C og en 95-percentil på 2100 kr. pr. ton C. Der er altså tale om en fordeling med en meget lang 'højre-hale'. Tol (2005) vurderer selv, at det på dette tidspunkt er usandsynligt at SCC vil overstige \$ 50/ton C. Anvendes OECD's købekraftskorrigerede valutakurser for 2005 og det danske forbrugerprisindeks, svarer dette til omtrent 470 kr. pr. ton C i 2005. I en noget ældre publikation angiver Finansministeriet (2001) et nedre og øvre skøn på henholdsvis 45 og 260 kr. pr. tCO₂. Det øvre estimat synes lavt sat ift. SCC estimaterne i den internationale litteratur. I denne sammenhæng anvendes den senest beregnede Social Cost of Carbon for globale emissioner (Greenstone m.fl. 2013).

Alternativomkostningen ved en reduktion i CO₂ emissioner kan opfattes som omkostninger ved at skulle skære CO₂-udledningen i en anden sektor eller på anden vis. Med det nuværende kvotesystem for CO₂-udledning i EU er kvoteprisen en mulighed for at bruge alternativomkostninger. En sammenligning med SCC vil blive foretaget i den senere analyse.

De samlede faktiske reduktioner er på henholdsvis ler- og sandjord 4 og 3,3 ton CO₂ pr. ha pr. år. Den udtagne jords beskaffenhed er altså afgørende for træernes vækst og jordbundsdannelse og dermed den bundne mængde kulstof. Både de faktiske reduktioner i ton pr. år samt C-krediteringen vil blive præsenteret i resultatafsnittet.

4.2.2 Næringsstoffer og vandkvalitet

De regulerende tjenester vedrørende vandkvaliteten drejer sig først og fremmest om reduktioner af kvælstof- og fosforudledningerne til vandløb, søer og indre farvande. Generelt forventes det, at reduktionsomkostningerne stiger, jo mere der skal reduceres, da de billigste virkemidler anvendes først (Niras 2010). Reduktionerne af kvælstof har forbindelse til vandmiljøplanerne og de omkostninger, der i den forbindelse pålægges landbruget, og kan derfor prissættes med den omkostning, der gennemsnitligt er ved at reducere kvælstofudvaskningen (skyggeprisen) i forbindelse med Vandmiljøplan III (VMPIII). I forbindelse med midtvejsevalueringen af VMPIII er der blevet beregnet en reduktionsomkostning på 41 kr./kg kvælstof i gennemsnit i de driftsøkonomiske omkostninger svarende til en velfærdsøkonomisk omkostning på 55 kr./kg kvælstof. Omkostningerne ved at reducere kvælstofudvaskningen er meget afhængige af jordpriserne/jordrenten og således indirekte af fødevarerpriser m.m. samt af omkostninger af de forskellige mulige reduktionstiltags (Niras 2010, Jacobsen m.fl. 2009). Enhedsprisen i kr./kg kvælstof vil derfor ikke ligge fast over tid. Inden for rammerne af vandmiljøplanerne kan man dog anvende en gennemsnitspris. I denne rapport følges Dubgaard m.fl. 2013, der foruden N-udvaskning også inddrager ammoniakfordampning med en tilhørende vægtet velfærdsøkonomisk skyggepris på 54 kr./kg N. Følgende samme rapport påregnes en reduceret kvælstof- og ammoniakudledning på henholdsvis 34 og 61 kg N/ha/år.

I forhold til udpegning af et naturnetværk er kvælstofreduktionen indirekte taget med i form af retentionskoefficienten, således at sandede jorder alt andet lige udtages først, da de har den største udledning af kvælstof. De faktiske mængder reduceret kvælstof samt prisen herpå; den såkaldte N-kreditering, udregnes efterfølgende og følger i resultatafsnittet.

Med hensyn til fosfor var målet i Vandmiljøplan III en halvering af fosforoverskuddet i 2001/2002 frem til 2015. Der er ikke sat en pris på reduktion pr. kg. og den inddrages derfor ikke i nærværende analyse.

4.2.3 Bestøvning og genpuljer

Det er veldokumenteret, at dyrkede afgrøder til en vis grad er afhængige af insektbestøvning. En række afgrøder som fx frugt, bær og raps er delvist selvbestøvende, men produktionen kan forøges ved supplerende insektbestøvning. Almindelige kornsorter er afhængige af vindbestøvning, men ikke af insektbestøvning. Der kan være tale om betydelige samfundsøkonomiske bidrag der er knyttet til bestøvning og biodiversitet. Axelsen m.fl. (2011) beregner at insekternes bidrag til bestøvning modsvarer en årlig produktionsværdi mellem 421 til 690 mio. kr. svarende til godt 80 kr. pr. indbygger. Dog er det ikke uproblematisk at anvende produktionsværdien som mål for insektbestøvningens værdi, da bestøvning kun er en ud af mange produktionsfaktorer, der indgår i produktionen af de pågældende afgrøder. Desuden spiller bestøvningen også en vigtig rolle for opretholdelse af en række arter og habitater og derved også for en række eksistensværdier. Endvidere kan disse tjenester bidrage til en opretholdelse af gen-puljer. Genetiske studier viser således, at naturlig forekommende genetisk variation i resistens mod svampesygdommen asketoptørre gør, at en vis lille andel af træerne er modstandsdygtige (McKinney m.fl. 2011). Værdien af denne økosystemtjeneste er ikke forsøgt beregnet.

4.2.4 Klima

Da projektet har en langsigtet horisont og tiltag vil levere tjenester langt ud i fremtiden indregnes også de nuværende prognoser for klimaændringernes effekt på landskabet. I dette tilfælde indarbejdes en model over havstigninger som følge af klimaændringer; såkaldte klimatilpasningsplaner udarbejdet af Naturstyrelsen (<http://miljoegis.mim.dk/?profile=miljoegis-klimatilpasningsplaner>). Med reference til internationale klimastudier om de forventede havstigninger (<http://www.serdp.org/Featured-Initiatives/Climate-Change->

and-Impacts-of-Sea-Level-Rise) anvendes ca. 1 meters havstigning over de næste 100 år, hvorfor kystnære arealer, der i dag ligger under dette over havets overflade, forventes at være havdækket inden for den periode. Disse arealer trækkes aktivt ud af modellen. Denne havstigning forventes at påvirke naboarealer i forbindelse med tidevand, stormflod eller lignende. Derfor tilføjes et datalag i områder, der vil blive oversvømmet ved en havstigning på 2 meter. Dette gøres for at illustrere, hvor ny kystnær natur som f.eks. strandenge formodes at placeres ved disse ændringer i havniveauet. Dette muliggør samtidig en beregning af de forventede jordrentetab ved en reduktion af landbrugsarealet. Der laves ikke en opgørelse af klimaændringers betydning for hydrologiske forhold på land.

4.2.5 Vindbeskyttelse

Det er velkendt, at læhegn og skove har en positiv lævirkning på det omkringliggende land, og at der er gjort en meget stor og målrettet indsats i Danmark, specielt i den vestlige del af Jylland, på at reducere de skadelige effekter af vindpåvirkning på landbrugsproduktionen gennem læplantning (Direktoratet for Fødevarerhverv 2005). På trods af de store investeringer der gennem tiden er foretaget viser nævnte rapport fra Direktoratet for Fødevarerhverv, at der ikke er specifik videnskabelig dokumentation for den økonomiske værdi af læhegnene, men dog en del indikationer. Læplantningen er først og fremmest ligesom bestøvningen en produktionsfaktor i landbruget, der giver en ekstra produktion pr. arealenhed. De smalle læhegn (1 eller 3 rækker) giver en positive nutidsværdi af fremtidige merudbytter. Herforuden giver læhegnene en positiv effekt på flora og fauna, øgede herlighedsværdier og forbedrede jagtforhold. Disse forhold afspejles også i det faktum, at man ofte vælger at plante bredere læhegn (typisk 7-rækkede), der på baggrund af den højere omkostning ikke er de optimale hegn fra en ren landbrugsøkonomisk betragtning.

4.2.6 Vandstrømme herunder vandafstrømning og kystbeskyttelse

Reguleringen af strømme, der kan forårsage skader i form af oversvømmelser, er vigtig pga. de potentielt store skader der kan forekomme på ejendom, jord og naturområder. Reguleringen indbefatter også strømme der sikrer grundvandsdannelsen. Reguleringen og håndtering af regnvand for at hindre oversvømmelser efter ekstremregn samt kystbeskyttelsen er derfor udpeget som vigtige i klimatilpasningsstrategierne i Danmark (Niras 2010). Det er et område, hvor økosystemerne kan indgå som del af løsningen, og samtidigt et eksempel på et område hvor både fysiske tiltag (investering i fysisk kapital) og økosystemtjenester kan spille sammen (Bateman m.fl. 2011). Vegetation på klitter, vådområder, strandenge, ålegræsbevoksninger langs kysten og etablering af strandparker kan bidrage til kystsikring, og mindre grønne områder i byerne tæt på de sårbare områder kan aflaste kloaksystemer og derved bidrage til undgåelse af omfattende skader (Niras 2010, Kystdirektoratet 2011, klimatilpasning.dk). Også udlæg af potentielle oversvømmelsesområder opstrøms i ådale, eventuelt med en aftale om kompensation for oversvømmede driftsarealer, kan reducere behovet for dyr kloakering i byer nedstrøms i disse områder. Der er foretaget beregninger af mulige skader, men ikke værdisætning af økosystemtjenesterne i denne forbindelse i Danmark.

4.3 Kulturelle økosystemtjenester

Danske værdisætningsstudier af kulturelle økosystemtjenester har været stigende i de seneste 20 år og primært rettet mod naturbeskyttelse, biodiversitet, herlighedsværdier og rekreation for terrestriske områder. Der er ikke kendskab til tilsvarende undersøgelser for det marine område i Danmark bortset fra et studium af lystfiskeriet (Fødevarerministeriet 2010). Der er ikke gennemført studier af samfundsværdier knyttet til spirituelle tjenester eller information og viden. Dette er dog opgjort i den britiske UK NEA (UK NEA 2012). Værdisætningen af de kulturelle økosystemtjenester indebærer den særlige udfordring, at de udover

økosystemernes bidrag er stærkt afhængige af specifikke lokale værdier og kontekst (Daniel m.fl. 2012). De danske undersøgelser af rekreation indbefatter primært betalingsvillighedsstudier og husprisanalyser. Værdien af biodiversitet er primært undersøgt ved brug af betalingsværdistudier. Tabel 5 giver et overblik over et udsnit af de eksisterende værdisætningsstudier. Nedenfor beskrives de økosystemtjenester, der vil blive inddraget i analysen, nærmere.

Tabel 5. Liste over udvalgte eksisterende og relevante studier vedrørende kulturelle økosystemtjenester.

Økosystem-tjeneste gruppe	Gode/service	Enhedspris*	Kilde
Biodiversitet:**	Beskyttelse af arter	160-300	Jacobsen m.fl. (2008)
	Beskyttelse af sjældne arter	500	Jacobsen m.fl. (2010)
	Sprøjtefri zoner og overlevelses-sandsynlighed for arter	290	Schou m.fl. (2003)
	Beskyttelse af arter	930	Lundhede m.fl. (2005)
Æstetik og herlighedsværdier	Huspriser og nærhed til sø og skov	13-24 % af husprisen	Hasler m.fl. (2002)
	Huspriser og nærhed til skov	10-20 % af husprisen	Anthon og Thorsen (2002)
	Højere løvtræ andel i skovene	190-1000	Aakerlund (2000)
Rekreation	Adgang til danske skove	128	Dubgaard (1998)
	Adgang til Lyngheder	700	Jacobsen m.fl. (2008)
Jagt	Adgang til jagtarealer	(300-700 kr. ha. pr. år)	Lundhede m.fl. (2009)
	Jagtudbytte	(5-10 kr.pr. rådyr pr. ha)	Lundhede m.fl. (2009)
Lystfiskeri	Forbedret adgang	(736 kr. pr. fisker. pr. år)	Fødevareministeriet (2010)

* Enhedsprisen angiver kr. pr. husstand pr. år med mindre andet er angivet.

** Se også DØRS (2012 b) for en udførlig beskrivelse af danske værdisætningsstudier af biodiversitet.

4.3.1 Biodiversitet

Blandt det støt stigende antal værdisætningsstudier af biodiversitet findes en række, der opgør betalingsviljen for at beskytte et antal truede arter mod at uddø i Danmark. De finder, at den årlige betalingsvillighed pr. husstand skønnes på 5-10 kr./art, år og husstand over et spænd på beskyttelse af 5 til 100 truede arter, efter at der er foretaget en korrektion for potentiel hypotetisk bias (Thorsen m.fl. 2012; Jacobsen m.fl.2008; Campbell m.fl. 2013). Vidensbehovene til kortlægning og værdisætning af alle økosystemtjenester knyttet til

biodiversiteten er omfattende; selv inden for de allerede undersøgte områder er der mange videnshuller, men særligt kvantificering af biodiversiteten og effekterne på denne af forskellige arealanvendelsestiltag rettet mod beskyttelse kan med fordel undersøges dybere. Vi ved at tiltag som udlæg til urørt skov er et tiltag der vil reducere presset på en række arter, at succesfuldt styrede græsningsaktiviteter kan bidrage positivt men kan være svære at sikre og en række andre ting, mens en række mindre drastiske tiltag er underbelyste i dansk forskning.

Hvor der mangler naturvidenskabelig viden om sammenhængen mellem naturtiltag og effekt på biodiversitet, mangler der således samfundsfaglig viden om afledte effekter på menneskers velfærd (UK NEA 2011). Dette vurderes også at være gældende for kortlægningen i Haderslev Kommune. I stedet anvendes rumlige indikatorer, den såkaldte "High Nature Value" for biodiversitets potentiale i det åbne land (Ejrnæs m.fl. 2012) i forbindelse med en rumlig prioritering af sammenhængende områder med potentiel mere robust natur. Denne indikator understøtter dog ikke en lokal artsbeskyttelses komplementære værdi i forhold til en koordineret national beskyttelse af biodiversitet (se fx De Økonomiske Råd 2012b). Derfor anvendes der ikke estimater på artsbeskyttelse i dette projekt. I stedet anvendes estimater fra en række hypotetiske betalingsvillighedsstudier i Danmark, hvor det er undersøgt hvad en husstand er villig til at betale for et landskab med større naturindhold. Det vurderes, at betalingsviljen for udlægning af 10.000 ha naturlandskab er ca. 10 DKK/husstand/år (Jacobsen m.fl. 2008; Jacobsen og Thorsen 2010a, forsigtigt korrigeret for hypotetisk bias med en faktor tre). Der er ca. 26.000 husstande i Haderslev Kommune, og i det omfang at man antager at betalingsviljen kun vedrører indbyggere i Haderslev Kommune, er den hypotetiske værdi estimeret til ca. 26 DKK/ha/år.

"High Nature Value"-indekset er udarbejdet for at vise naturværdierne i det åbne land; navnlig landbrugsjord. Indekset indeholder 14 kriterier for bl.a. topografi, tilstedeværelse af rødlistearter, nærhed til skov m.fl., hvor opfyldelsen af hvert kriterie medfører tildeling af 1 point. Et givent areal kan derfor modtage en score mellem 0 og 14, hvor en høj værdi altså angiver stort naturindhold/-potentiale (Ejrnæs m.fl. 2012). Indekset kan grafisk bidrage til udpegning af de områder med størst naturindhold, og som derfor vil være relevante for et naturnetværk. Indekset giver ikke mulighed for, ved en udpegning af områder til naturformål, at fastsætte en ændring i naturindholdet; f.eks. hvor mange flere rødlistearter, der vil optræde i udpegningsområdet efter et givent tiltag. Ændringen i naturindhold er særlig relevant, da det netop giver mulighed for evaluering af effekten af et tiltag. Det er ikke muligt på denne baggrund at udregne den fremtidige værdi af naturindholdet, men HNV-indekset viser, i hvilke områder effekten burde være størst. Tilgangen minder på den måde om den såkaldte 'brandmandmandens lov' hvor beskyttelsen i første omgang prioriteres der hvor de største værdier forefindes.

4.3.2 Skovrejsning og herlighedsværdier

I denne rapport anvendes en husprisundersøgelse fra en modificeret udgave af Panduro og Thorsen (2013) til at beregne et estimat for fire potentielle skovrejsningsområder i Haderslev Kommune. Husprisundersøgelserne er tidligere anvendt til at undersøge sammenhængen mellem huspriser og søudsigt og nærhed til gammel skov (Hasler m.fl. 2002), som præsenteret i tabel 5. Disse resultater siger noget om, at den velfærdsøkonomiske værdi af rekreation er betydelig, men de siger ikke meget om værdien af marginale ændringer i rekreationstilbuddet i forbindelse med fx skovrejsning eller overgang til naturnært skovbrug. Resultatet refererer nemlig til det samlede konsumentoverskud fra rekreation og siger ikke umiddelbart noget om den marginale værdi af skov som rekreationstilbud.

Hasler m.fl. (2002) samt Anthon og Thorsen (2002) kvantificerer marginale samfundsmæssige værdiændringer af et øget udbud af skov. Når der plantes bynær skov, får det betydning for boligområderne i

de nye skoves nærhed, hvor beboerne får en daglig mulighed for en tæt kontakt med skoven og let adgang til at benytte dennes tilbud om naturoplevelser, fred og ro og meget andet. Hasler m.fl. (2002) fandt at huspriserne reagerer på beslutningen om at ville rejse skov. Anthon og Thorsen (2002) viser, at prisen på et hus i nærheden af et skovrejsningsprojekt kan stige med helt op til 10 %. Værdien af skovrejsningsprojektet afhænger af antallet af bebyggelser og deres afstand til projektet.

Det er dog vigtigt at pointere, at husprismetoden ikke bestemmer den fulde velfærdsøkonomiske værdi, men kun den værdi som lokale beboere lader komme til udtryk gennem den konstaterede merpris, de er villige til at betale for et hus i skovens nærhed.

4.3.3 Jagt

Jagt har en stor rekreativ såvel som økonomisk betydning for mange mennesker. Disse værdier er forsøgt opgjort i et tidligere hedonisk studie af hvilke faktorer der bestemmer prisen på jagtlejen i Danmark (Lundhede m.fl. 2009). Ved hjælp af spørgeskemaundersøgelser estimeres enkeltfaktorerens påvirkning af jagtlejen. Disse faktorer omfatter regional placering, procentdele skov henholdsvis ager, antal nedlagt vildt m.fl. Dette muliggør estimering af jagtlejeværdien i et område både i den nuværende tilstand og ved en eventuel ændring i arealanvendelsen eller andre faktorer. Specifikt indgår jagtarealets skovprocent og agerprocent i prisfunktionen med henholdsvis en positiv og en negativ koefficient. Det betyder, at hvis et større landbrugsområde f.eks. udlægges til skov, kan de afledte højere jagtlejeindtægter beregnes på baggrund af ændringerne i *begge* disse variabler. Dermed kan jagten indgå i den velfærdsøkonomiske sammenstilling. Den ovennævnte model er anvendt til beregninger af den ændrede værdi af arealer åbne for jagt i Haderslev Kommune, som skiftet i arealanvendelser har. Det er meget muligt at stigningen i skov- og naturarealer og det samtidige fald i landbrugsarealer vil medføre stigende vildtbestande og dermed vildtudbytter. Det vil også påvirke jagtlejen positivt, men disse mere dynamiske og lige nu ukendte effekter er ikke medtaget her.

5 Udpegning af potentiel sammenhængende og mere robust natur

5.1 Flerkriteriemodellen ILWIS

Flerkriteriemodellens opbygning er præsenteret nedenfor i vores anvendte software, ILWIS (Integrated Land and Water Information System, University of Twente, Holland). Flerkriteriemodellen er en geografisk baseret model, som opdeler Haderslev Kommune i et fintmasket net bestående i dette tilfælde af 50x50 meter celler. Hver celle har således en størrelse på 0,25 ha. For hver celle sammenstilles alle tilgængelige og relevante geografisk stedfæstede dataparametre som præsenteret ovenfor. Modellen sammenvejer alle disse tal til ét samlet tal, en såkaldt score, for hver celle. Herefter kan scoren for de enkelte celler sammenlignes, og alt afhængig af formål og modelopbygning kan den relative egnethed af de enkelte celler i henhold til det specifikke formål vurderes.

Den nedenstående model er opbygget med data, der i fællesskab med Naturstyrelsen er vurderet aktuel i forhold til målet om at udpege mere sammenhængende og robust natur.

Modellen indeholder syv overordnede kriterier:

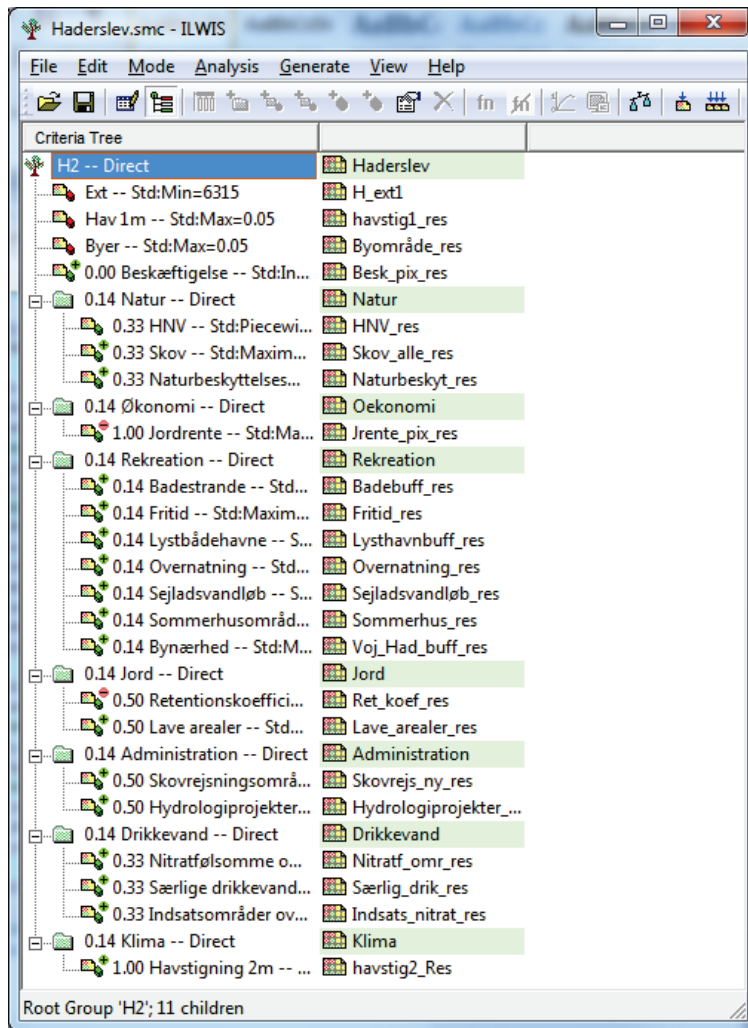
- Natur
- Økonomi
- Rekreation
- Jord
- Administration
- Drikkevand
- Klima

For at opnå en mere sammenhængende og robust natur gennem udpegning indeholder Natur-kriteriet bl.a. datalag over eksisterende skove og naturbeskyttelsesområder. Disse områder er afgørende at inddrage i et naturnetværk og skabe robust natur ud fra. Dertil anvendes HNV-indekset, der beskriver naturtilstanden i det åbne, dyrkede land. Ved at kombinere disse spatialt kan modellen vise hvilke områder, der har potentiale til at skabe sammenhæng og robusthed.

Økonomi-kriteriet indeholder datalag over jordrenten på landbrugsarealet. Da formålet også er skabe mere natur under hensyntagen til fortsat landbrugsproduktion, vil dette kriterie assistere med at undgå udpegning af de mest produktive landbrugsarealer ved i første omgang at fokusere på arealer med lav jordrente.

De øvrige kriterier indeholder ligeledes en række datalag, som beskrevet tidligere, og som er fundet relevante i denne sammenhæng. I figur 4 ses modellens opbygning i ILWIS, hvor de enkelte underkriterier er præsenteret.

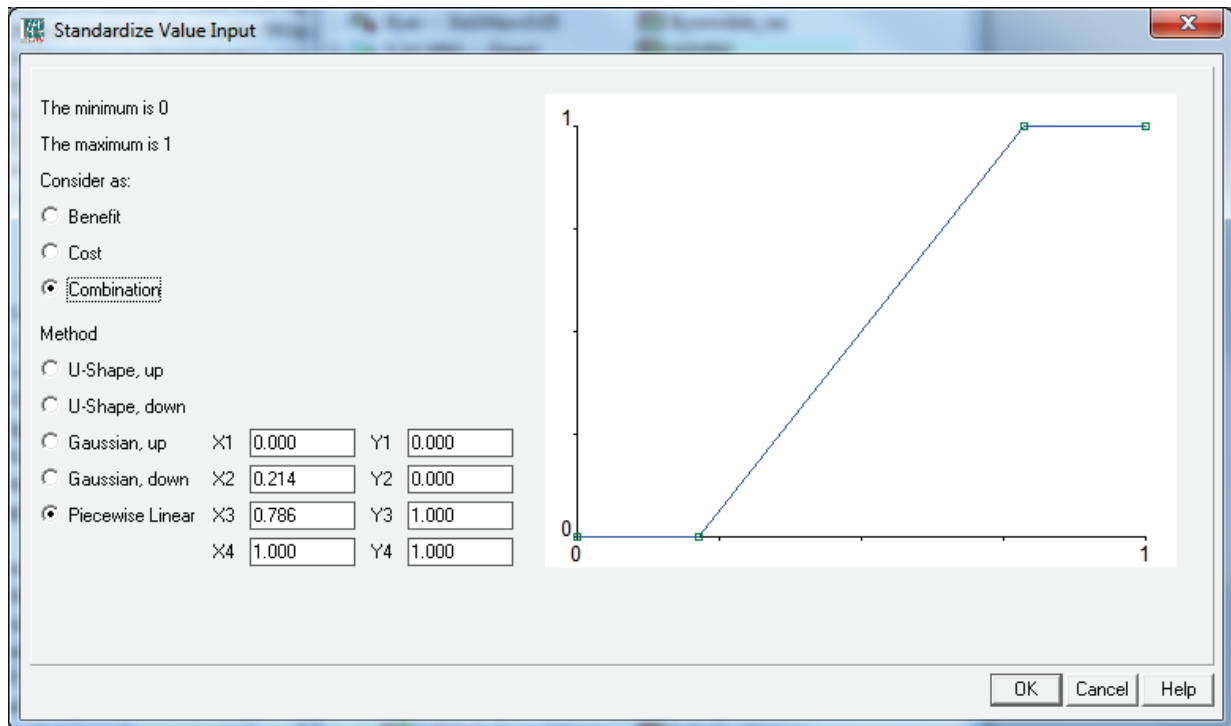
Modellen giver en ”her og nu”-værdi ud fra de data, der er indlejret og angiver, hvor der forventes at være det største potentiale i forhold til det opsatte mål; i dette tilfælde at skabe mere sammenhængende og robust natur i Haderslev Kommune. Denne grundlæggende forståelse er vigtig for efterfølgende tolkning af modellens resultater. Modellen kan ikke kvantificere, hvordan naturtilstanden vil være i fremtiden, eller estimere den afledte udledning af næringsstoffer mm., men den kan indikere, hvilke områder der bør prioriteres ved implementering af tiltag. Modellen viser således ikke direkte ændringer i naturtilstande, næringsstofbelastning, økonomi osv.; effekterne på disse må beregnes efterfølgende. Styrken ved modellen er, at den udpeger specifikke arealer, hvis karakteristika efterfølgende kan ligge til grund for beregningerne. Derved kan effekterne udregnes for specifikke tiltag, og værdisætningsmetoder kan derved bringes i spil for at sammenligne positive og negative effekter af tiltaget. F.eks. assisterer rekreativskriteriet med dets mange underkriterier med at udpege områder, der har interesse for turisme i rekreative områder såvel som rekreative værdier ved f.eks. at bo i nærheden af skov. Den samfundsøkonomiske værdi af rekreation kan i princippet beregnes efterfølgende for de prioriterede områder. Dette er dog ikke gjort i denne analyse.



Figur 4. Flerkriteriemodellens opbygning i ILWIS.

5.1.1 Scorefunktioner

Centralt for anvendelse af multikriterie-modellering er definition af normaliserede scorefunktioner for hver enkelt dataparameter. Med andre ord, hvordan "oversættes" dataværdier fra enheder som fx ha og kr. til en given score mellem 0 og 1, så de kan sammenlignes, og en samlet score kan beregnes og fortolkes. En lang række af kriterierne indgår som dummy-variable, hvor de fra start har værdien 0 eller 1. Andre som f.eks. retentionskapacitet er en lineær funktion mellem 0 og 100. Denne skaleres derfor ned til at ligge i intervallet 0 til 1, men med samme forklaringskraft. Af mere speciel karakter er f.eks. HNV-indekset, der optræder som en tilnærmet trappefunktion som vist nedenfor. HNV-scoren kan antage 14 værdier, men for at have en reel naturværdi vurderes det at scoren skal være mindst 4. Tilsvarende tildeles værdien 0 til områder med HNV-score mindre end 4. Herefter stiger værdien løbende med HNV-scoren, hvorefter alle HNV-scoringer fra 11 til 14 vurderes at have den samme reelle naturværdi. Derfor får de alle værdien 1 og er altså de optimale områder i en natursammenhæng.



Figur 5. Scorefunktionen for HNV-indekset i flerkriteriemodellen.

Hvert kriterium indgår ligeledes enten som en benefit (grønt +) eller en cost (rødt -). For at følge det tidligere eksempel med Natur og Økonomi vil en mark med høj HNV-score, altså indeholdende mange naturværdier, gives en høj score i dette datalag. Det er en benefit. Hvis samme mark ligeledes er meget produktiv, hvorved jordrenten er høj, tildeles den en lav værdi i jordrentedatalaget, da produktivitet optræder som en omkostning. Ved at lægge alle scorerne for hvert datalag sammen finder man den samlede score. Jo højere denne score er, jo mere optimalt er området at udpege.

5.1.2 Indbyrdes vægtning

Helt centralt for forståelsen og anvendelsen af modellen er nødvendigheden af indbyrdes vægtning af de enkelte kriterier. Vægtningen gives mellem 0 og 1, og alle vægtene summerer til 1. Vægtningen har stor

betydning for den samlede score. Værdierne for hvert datalag lægges sammen, men bliver først ganget med den tilhørende vægtning. Herved opnås et vægtet gennemsnit mellem 0 og 1. Ved at have dette vægtede gennemsnit for samtlige 50x50m-celler, kan modellen vise fordelingen af disse forskellige vægtede gennemsnit, og de mest optimale, altså de højeste vægtede gennemsnit mellem 0 og 1, kan derfor udpeges.

De overordnede kriterier har i denne model fået tildelt samme vægt. Dette er valgt for at forholde os neutralt til kriterierne. Underkriterierne har ligeledes fået tildelt ens score under hvert hovedkriterium. Vægtningen er en subjektiv betragtning og kan have stor betydning for, hvilke områder modellen vil udpege som optimale. Andre beskuere af modellen vil vægte kriterierne anderledes, hvilket vil betyde andre resultater; og der findes utallige forskellige vægtninger af kriterierne. Denne valgte neutrale tilgang giver en præsentation af metoden og modellens muligheder og kan ikke betragtes som hverken det endelige eller rigtige resultat; det er én mulighed af mange.

Modellen er tilføjet et datalag for beskæftigelse i landbruget. Det er ikke relevant at inddrage det i selve udpegningen, da jordrenten indeholder forklaringskraft også for arbejdskraftintensiteten. Derfor er datalaget tilføjet med en vægt på 0, hvorfor det ingen indflydelse har på udpegning. Men det giver mulighed for efterfølgende at udregne et tab i beskæftigelse i årsværk ved en given udtagning.

De første linjer i modellen er såkaldte begrænsninger af rent teknisk karakter, der sørger for at der arbejdes indenfor de relevante områder. ”Ext – Std...”sørger for, at vi kun arbejder i Haderslev Kommune, mens ”Hav1” trækker de i fremtiden formodede oversvømmede områder fra, som tidligere beskrevet. ”Byer” fjerner byområder fra modellen, da tiltag ikke kommer til at ske i selve byerne (figur 4). Dertil bliver orientering på kortet også gjort lettere.

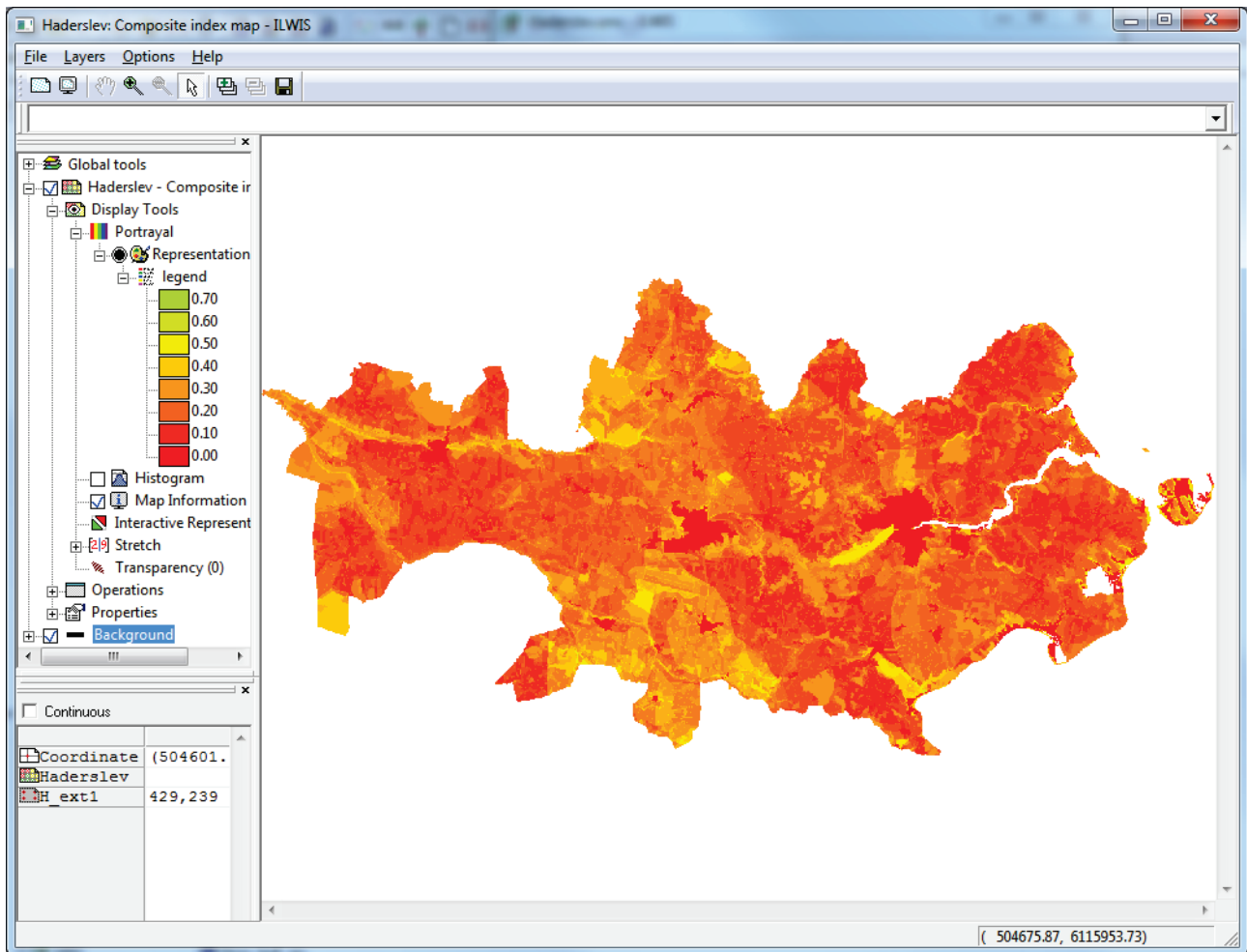
5.1.3 Kort over udpegningen

Ved kørsel af modellen genereres et output-map for hvert hovedkriterium. Kortet ”Natur” viser f.eks., hvor det største potentiale for placering af natur er, hvis vi er ligeglade med alle andre kriterier. Dette svarer til, at naturen er vægtet med 1, mens alle andre kriterier har en vægt på 0. Hvert af disse kort fremgår i bilag 2. Slutteligt fremkommer et ”composite index map”; her kaldet ”Haderslev”, som inddrager samtlige kriterier. For alle kort gælder, at de områder med højest score vil være de bedste at lave tiltag i.

Nedenfor ses det samlede kort for modellen, Haderslev. Ved at følge farvebeskrivelsen i venstre side af billedet kan man på kortet identificere de områder med højest score. Det er altså med de opsatte datalag, scorefunktioner og vægte, de arealer med størst potentiale for at skabe robust og sammenhængende natur i Haderslev Kommune. I dette tilfælde er det altså de helt lysegule områder, der er af størst interesse, mens de røde og orange områder ikke har interesse i denne sammenhæng.

Man kan ikke umiddelbart give en fælles karakteristik for f.eks. de lysegule områder, men dog erkende nogle tendenser. Flere steder på kortet kan man følge vandløbene, hvilket passer godt med både natur- og økonomikriteriet, men der kan ikke siges noget generelt for de lysegule områder udover, at de netop har fået tildelt en høj score.

Fordelen ved anvendelse af multikriteriemodellen er netop dens evne til at bearbejde de store mængder af data og fremhæve sammenhænge og synergier.



Figur 6. Composite index map for flerkriteriemodellen, Haderslev.

6 Konsekvensberegninger

Flerkriteriemodellen viser som nævnt fordelingen af de samlede scorer og viser altså, hvor der er størst potentiale for at skabe mere natur og samtidig tilgodese hensyn til økonomi, drikkevand mm. For at kunne sammenholde positive og negative effekter ved tiltag i de udpegede områder kræves yderligere analyser af de specifikke områder modellen har udpeget.

6.1 Økonomiske konsekvenser

Udpegnning af arealer i drift til naturformål forventes at medføre betydelige driftsøkonomiske tab, der opgøres som det årlige jordrentetab. De økonomiske tab er i første omgang opgjort som budgetøkonomiske konsekvenser; altså for den enkelte bedrift. Dog medregnes EU's støtte til landbrugsarealer under enkeltbetalingsordningen, der er af en anseelig størrelse, ikke i tabet (Anslået til 2.600 kr. pr. ha pr. år; forhøjet tilskud for kvæg-, mælke- og sukkerproduktion m.fl. kan ikke placeres og medtages ikke, ligesom fradrag i støttebeløbet heller ikke medregnes (Dubgaard m.fl. 2013)). Opnåelse af enkeltbetalingsstøtte til landbrugsarealer kræver ikke, at arealerne dyrkes. Arealerne skal dog opfylde GLM-kravene (God

Landbrugs- og Miljømæssig stand). Det indebærer, at permanente græsarealer skal slå en gang hvert år eller afgræsses (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2011⁵). For lavbundslande indebærer det, at arealerne skal være så tørre (i en sådan dræningstilstand), at de kan afgræsses eller slå i sommerperioden. Ved en omlægning til natur, hvor arealet lægges urørt og får lov at springe i skov, vil GLM-kravene ikke være opfyldt. Dermed bortfalder retten til støtte under enkeltbetalingsordningen, hvorved jordrentetabet vil blive markant større.

Udtagning til urørt natur – og dermed bortfald af retten til enkeltbetalingsstøtte – vil formentlig have samfundsøkonomisk betydning, da enkeltbetalingsstøttebeløbet, der tildeles Danmark, kan tænkes at blive reduceret ved EU's næste opgørelse af den nationale budgetramme for enkeltbetalingsstøtte. I en tidligere rapport (Dubgaard m.fl.2013) antages det ved udtagning af landbrugsjord, at arealerne fortsat plejes som ekstensivt græs og altså lysåben natur. Herved opretholdes enkeltbetalingsstøtten; kun fratrukket omkostningerne ved den årlige slåning (600 kr. pr. ha pr. år), der er påkrævet for at opfylde GLM-kravene. Derfor beregnes effekter ved dette scenarie også i denne rapport.

Ved udlægning til skov bortfalder enkeltbetalingsstøtten, som nævnt; denne konsekvens er tilføjet efterfølgende under de velfærdsøkonomiske konsekvenser; dog kun de 55 % EU finansierer af støtten. Dette vurderes ikke at have betydning for udpegning ifølge modellen.

I den velfærdsøkonomiske analyse af resultaterne er målet at opnå et udtryk for tab og gevinster i marginalnytte som forbrugerne oplever det. Da jordrenter og drifts- og budgetøkonomiske beregninger gennemføres uden moms og afgifter skal priserne og dermed betalingsstrømmene korrigeres for moms og andre afgifter så de opgøres i de priser der modsvarer forbrugerpriserne. Dette indebærer at det samlede tab i jordrente og eventuelle anlægsomkostninger multipliceres med en nettoafgiftsfaktor på 1,325, hvorved det samfundsøkonomiske tab fremkommer.

Spørgsmålet om hvorvidt arealerne skal udlægges til urørt natur, ekstensivt græs, anden arealanvendelse eller eventuelt en kombination er politisk og har altså betydelig effekt på resultaterne. Dertil skal lægges eventuelle udgifter ved den respektive fremtidige arealanvendelse, idet disse udgifter kan variere med arealanvendelsen.

De økonomiske tab er opgjort nedenfor som årlige budget- og velfærdsøkonomiske tab. Ved en udtagning skal grundejeren kompenseres svarende til den kapitaliserede værdi af de mistede nettoindtægter, dvs. jordrenten ved dyrkning af jorden og mistede tilskud. Det forudsættes, at tabet kan beregnes som nutidsværdien af en uendelig konstant annuitet med disse beløb og Finansministeriets diskonteringsprincipper. Kompensationen er altså det beløb, grundejeren skal tildeles ved udtagning af dennes jord. I praksis er dette beløb dog formentlig væsentligt mindre.

De afledte effekter for følgeerhverv mm ved en mindre landbrugs- og skovbrugsproduktion er ikke medregnet i denne analyse.

⁵ Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2011): Vejledning om kontrol med krydsoverensstemmelse. <http://ferv.fvm.dk/Vejledning.aspx?ID=22450>

6.1.1 Økonomiske konsekvenser ved udlægning til urørt skov samt slæt

Tabel 4 viser de budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser for Haderslev Kommune ved at udtage landbrugsareal af drift og lade det springe i skov og fastholde det som urørt skov. Ved en større arealudtagning til et naturnetværk øges arealet i landbrugsdrift også, der ses af den tredje kolonne, og som derved indgår i netværket. Herved stiger omkostninger også. Det velfærdsøkonomiske jordrentetab afspejler samfundets tab fra ophør i landbrugs- og skovdrift på de givne arealer samt den mistede enkeltbetalingsstøtte fra landbrugsarealerne.

Tabel 4. Økonomiske konsekvensberegninger ved ophold i skovdrift samt landbrugsdrift, hvorved arealet får lov at springe i skov og holdes urørt. Kilde: Egne beregninger.

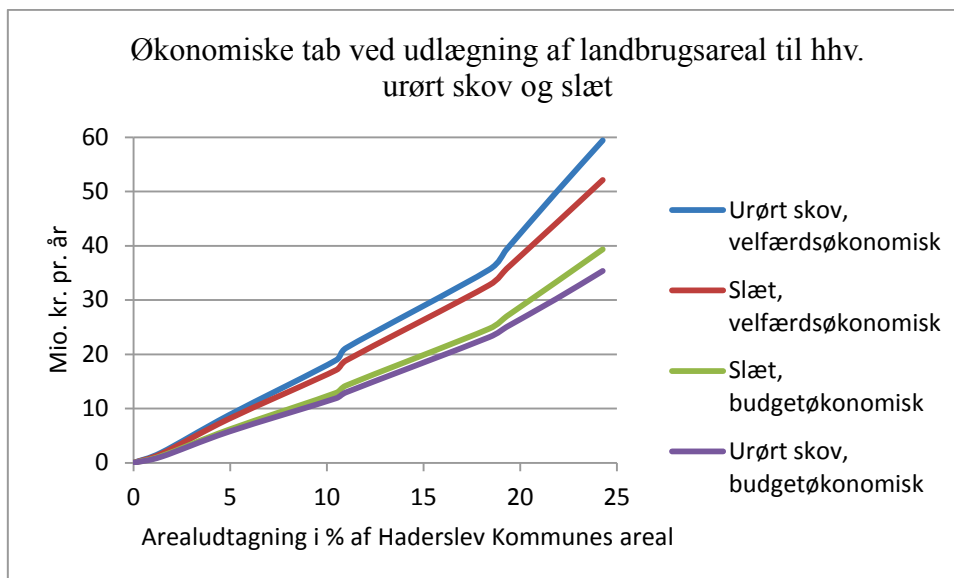
Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Areal, ha	Landbrugsareal, ha	Jordrentetab, budgetøkonomisk, mio. kr. pr. år	Jordrentetab, velfærdsøkonomisk, mio. kr. pr. år
1,4	1.167	212	1,1	1,9
4,9	4.023	632	5,7	8,8
10,5	8.532	1.669	11,9	18,9
11,0	8.955	2.086	13,0	21,2
18,4	14.972	2.599	23,2	35,6
19,3	15.701	3.252	25,0	39,3
21,9	17.790	5.189	30,2	49,8
24,3	19.750	6.632	35,4	59,4

Hvis landbrugsarealerne i stedet fastholdes som landbrug i god landbrugs- og miljømæssig stand, og der tages slæt én gang årligt, vil de budgetøkonomiske omkostninger være højere end i det ovenstående eksempel, da der pålægges en omkostning til slæt. Det velfærdsøkonomiske tab vil dog være mindre, da enkeltbetalingsstøtten fastholdes. Konsekvenserne ved udlæg til slæt er præsenteret i tabel 5, og på figur 7 ses forskellene på de to scenarier grafisk.

Det er vigtigt for begge scenarier at bemærke, at eksisterende skov udgår af konventionel drift og lades urørt. Eksisterende naturområder fastholdes i den nuværende drift og har derved ingen økonomiske konsekvenser.

Tabel 5. Økonomiske konsekvenser ved udlægning af landbrugsarealerne til slæt. Kilde: Egne beregninger.

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Areal, ha	Landbrugsareal, ha	Jordrentetab, budgetøkonomisk, mio. kr. pr. år	Jordrentetab, velfærdsøkonomisk, mio. kr. pr. år
1,4	1.167	212	1,2	1,6
4,9	4.023	632	6,1	8,1
10,5	8.532	1.669	12,9	17,1
11,0	8.955	2.086	14,2	18,9
18,4	14.972	2.599	24,7	32,7
19,3	15.701	3.252	27,0	35,7
21,9	17.790	5.189	33,3	44,1
24,3	19.750	6.632	39,3	52,1



Figur 7. Økonomiske tab ved udlægning af landbrugsareal til hhv. urørt skov og slæt. Kilde: Egne beregninger.

6.2 Konsekvenser for kvælstofreduktion

I takt med at landbrugsareal udtages af drift ved en større arealudtagning af kommunens samlede areal vil kvælstofbelastning ligeledes mindskes. Den største reduktion i kvælstofbelastningen vil ske på sandjorde, men der foregår også betydende tab på lerjorde. Ved at anvende skyggeprisen samt de faktiske mængder kvælstof (N) kan den samlede N-kreditering beregnes. Disse tal angiver omkostninger ved at skulle nedbringe belastningen fra omdriftsarealer med den nuværende teknologi og reduktionskrav og kan altså opfattes som alternativomkostninger. De samlede sparede alternativomkostninger ved reduktion af N andre steder er præsenteret i tabel 6, ved de respektive niveauer af arealudtagninger. Ved at have en kreditering på kvælstof kan dette indgå i de samlede velfærdsøkonomiske konsekvenser, der vil blive beskrevet senere. Da landbrugsdriften i dette tilfælde antages at indebære brug af gødning, vil N-krediteringen være ens i begge scenarier, da der ikke gødskes hverken i urørt skov eller på områder til slæt. Reduktion i tilført kvælstof i ton ses ligeledes i tabellen.

Tabel 6. Udtagning af landbrugsareal til naturformål med tilhørende N-kreditering og -reduktion. Kilde: Egne beregninger.

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Landbrugsareal, ha	N-kreditering, mio. kr. pr. år	Reduktion, ton N
1,4	212	0,6	11
4,9	632	1,7	32
10,5	1.669	4,7	86
11,0	2.086	5,8	107
18,4	2.599	7,3	135
19,3	3.252	9,2	170
21,9	5.189	15,3	283
24,3	6.632	19,7	365

6.3 Konsekvenser for kulstofbinding

I det tilfælde at landbrugsareal i drift udtages og man lader arealerne stå urørt hvorved de springer i skov vil der ved trævæksten ske en binding af CO₂ i træernes ved på disse arealer. Værdien af CO₂-bindingen ses af tabel 7 ved de respektive arealudtagninger af landbrugsjord. Her er anvendt Social Cost of Carbon (Greenstone m.fl.2013), der er et udtryk for nutidsværdien af de omkostninger som emission af et ton CO₂ nu har for verdenssamfundet fremover. Anvendes i stedet EU's kvotepris⁶ ligger CO₂-krediteringen ca. 30 % under i alle tilfælde. Denne kreditering indgår på samme vis som N-krediteringen ovenfor i den samlede velfærdsøkonomiske beregning senere. Den gennemsnitlige CO₂-binding i ton pr. år er ligeledes vist ved de respektive arealudtagninger. Ved udlægning af de samme arealer til slæt vil kulstofbindingen være minimal, og der vil derfor ikke udgøre en nævneværdig CO₂-kreditering.

*Tabel 7. Årlig CO₂-kreditering samt -binding ved udtagning af landbrugsjord til urørt skov.
Kilde: Egne beregninger.*

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Landbrugsareal, ha	CO ₂ -kreditering, SCC, mio. kr. pr. år	CO ₂ -binding, ton pr. år
1,4	212	0,3	747
4,9	632	0,9	2.243
10,5	1.669	2,3	5.906
11,0	2.086	2,9	7.397
18,4	2.599	3,6	9.190
19,3	3.252	4,5	11.462
21,9	5.189	7,1	17.985
24,3	6.632	9,0	22.908

6.4 Konsekvenser for jagt

Som tidligere beskrevet følges modellen fra Lundhede m.fl. (2009) til at beregne effekterne ved ændret arealanvendelse på jagtlejeindtægterne. Øget skovandel på et areal giver højere jagtlejeværdi, hvorfor der i scenarierne med udlæg til urørt skov opnås den højeste effekt. Landbrugsarealer i drift er generelt ringere for jagten end naturområder, heriblandt græsarealer til slæt, men forskellen er ikke så stor som til skov. Derfor er effekterne ved udlæg til slæt mindre end for udlæg til urørt skov. Ændringer forekommer kun på landbrugsjord i drift, der omlægges, og værdien af jagt vurderes konstant på eksisterende natur- og skovområder. Ligeledes antages det, at der jages i alle områder på henholdsvis landbrugsjord, naturarealer og i skov. Tabellen nedenfor viser værdien af øgede jagtmuligheder ved udlægning til urørt skov og til slæt under udtagning af landbrugsjord.

⁶ Energistyrelsen 2012. <http://www.ens.dk/info/tal-kort/fremskrivninger-analyser-modeller/samfundsokonomiske-beregnings-forudsætninger>

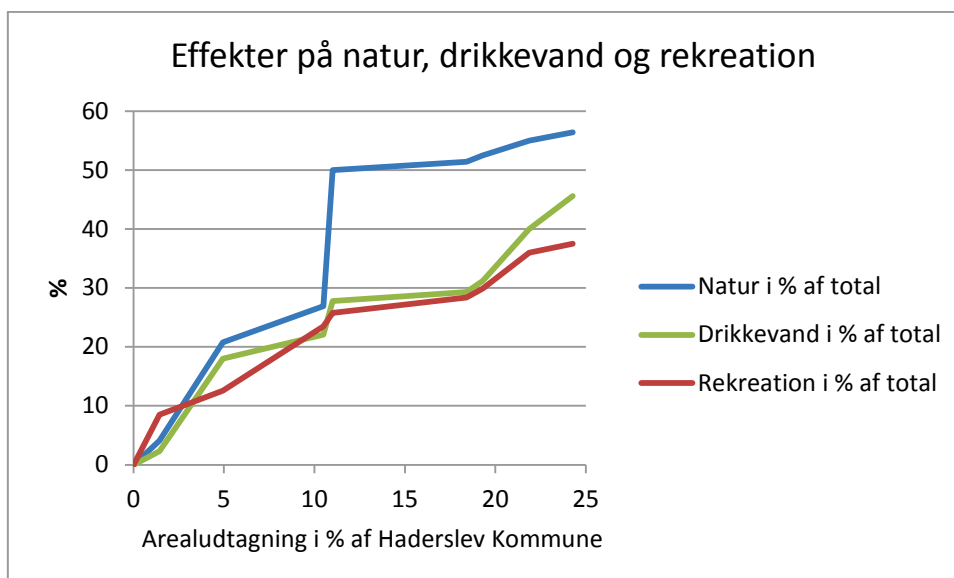
Tabel 8. Økonomiske gevinster ved udlægning af landbrugsjord til henholdsvis urørt skov og græsarealer til slæt.
 Kilde: Lundhede m.fl. 2009 og egne beregninger.

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Landbrugs- areal, ha	Værdi af øget jagt, urørt skov, mio. kr. pr. år	Værdi af øget jagt, slæt, mio. kr. pr. år
1,4	212	0,0	0,0
4,9	632	0,1	0,1
10,5	1.669	0,3	0,2
11,0	2.086	0,3	0,2
18,4	2.599	0,4	0,3
19,3	3.252	0,5	0,3
21,9	5.189	0,8	0,5
24,3	6.632	1,0	0,6

6.5 Konsekvenser for naturen, drikkevand og rekreation

Effekter på natur, drikkevand og rekreation er vanskeligere at kvantificere og dermed værdisætte end f.eks. tabt land- og skovbrugsproduktion. Men som tidligere beskrevet er alle områder tillagt en værdi ud fra områdets beskaffenhed. I det åbne land er værdien baseret på HNV-indikatoren med et interval på 1-14. Med HNV-scorer fra 11 og op, modtager den enkelte celle en score 1; og med en vægt på 1/3 bliver dette 0,33. Hvis en celle er karakteriseret som skov, modtager den ligeledes værdien 0,33, som udtryk for høj naturværdi og -potentiale. Dertil kommer datalaget Naturbeskyttelsesområder, der kan overlape de to førnævnte. Hvis en celle ligeledes ligger heri, og dermed modtager scoren 0,33, kan den altså opnå en score på helt op til 0,67. Hvis cellen f.eks. ligger i et hedeområde, der hverken er landbrugsjord eller skov, modtager den altså scoren 0,33.

Dette er naturligvis en forenklet tilgang til naturværdier, men med denne metode medtages alle naturværdier i Haderslev Kommune. Samme logik gør sig gældende for drikkevandsområder og rekreationsområder. For hvert kriterie kan en totalsum over værdierne beregnes, et meget stort tal, der ikke indeholder forklaringskraft i sig selv. Men ved at se på hvor mange procent af de summerede scorer for hvert kriterie, der er indeholdt i en procentvis udpegning af arealer, kan man synliggøre, hvor stor en del af f.eks. naturværdierne der i en given udtagning vil være indeholdt heri. Figur 8 viser sammenhængen mellem den procentvise arealudtagning af Haderslev Kommunes areal på x-aksen og procentdelen af den totale score for hvert af de tre kriterier på y-aksen. Ved f.eks. en 10 % arealudtagning ses det, at alle tre kurver ligger omkring 25 %. Ved at udtage de 10 % bedst egnede arealer, sikres der altså omkring 25 % af samtlige naturværdier og 25 % af drikkevandsinteresserne; derudover udlægges 25 % af de ønskede specifikke rekreative arealer. Der observeres en drastisk stigning i andelen af naturværdier, der er indeholdt i udpegning fra 10 til 11 %. Dette skyldes, at store og værdifulde skov og naturbeskyttelsesområder er inkluderet her, men områder der også har en betydelig alternativomkostning. Ved at udtage en ekstra procent af det samlede areal sikres ca. dobbelt så meget natur og samtidig halvdelen af alle de estimerede naturværdier i kommunen.



Figur 8. Konsekvenser for natur, drikkevand og rekreation. Kilde: ILWIS, egne beregninger.

6.6 Konsekvenser for beskæftigelsen

Ved en given udtagning af landbrugsareal til urørt skov forventes tab i beskæftigelsen i disse områder. Tabel 9 viser den beregnede beskæftigelseseffekt ved de forskellige procentvise arealudtagninger af Haderslev Kommunes areal. Det har i denne analyse ikke været muligt at inddrage beskæftigelseseffekten ved ændringen fra konventionel skovdrift til urørt skov, men man må forvente at den er betydeligt lavere. Ved udlægning til slæt behøves der fortsat arbejdskraft for at holde arealet i god landbrugs- og miljømæssig stand, hvorfor der ingen beskæftigelseseffekt er. Eventuelle afledte beskæftigelsesmuligheder fra forøget naturturisme er ikke medregnet her.

Tabel 9. Konsekvenser for beskæftigelse ved arealudtagning af landbrugsjord i Haderslev Kommune til urørt skov. Kilde: Egne beregninger.

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Tabte årsværk i landbruget
1,4	2
4,9	6
10,5	15
11,0	19
18,4	24
19,3	31
21,9	51
24,3	68

6.7 Samlede konsekvenser ved arealudtagning

De to nedenstående tabeller præsenterer det samlede overblik over økonomiske konsekvenser ved arealudtagning til henholdsvis urørt skov og slæt. Det velfærdsøkonomiske tab i begge scenarier for en given arealudtagning er angivet i kolonnen yderst til højre, og det ses, at tabet stiger jævnt før arealudtagningen til ca. 30 mio. kr. pr. år i begge scenarier ved en arealudtagning på 25 %. Tabet ved urørt skov ligger i alle tilfælde kun en smule under tabet ved slæt. N-krediteringen og betalingsviljen for naturlandskaber er ens i begge scenarier, og værdien af jagt har ikke afgørende betydning for samlede velfærdsøkonomiske tab. På trods af at dette tab er stort set ens i begge scenarier, skal forskellen ses i relation til det velfærdsøkonomiske jordrentetab, der er højere ved omlægning af landbrugsarealer til urørt skov, da enkeltbetalingsstøtte bortfalder som indtægt til Danmark i dette scenarie. Dette tab opregnes dog med CO2-krediteringen, der udelukkende finder sted ved udlæg til urørt skov. Derudover er der et mindre fald i beskæftigelsen i dette scenarie som præsenteret i tabel 9.

Der er altså to overvejelser at gøre sig ved implementering af naturtiltag. Hvor stort et areal der skal inddrages; altså hvor store omkostninger vil man påtage sig for at opnå effekter på natur, drikkevand og rekreation som præsenteret i figur 8? Derefter skal betydningen af klimareguleringsindsatsen vurderes i forhold til velfærdsøkonomiske tab, som netop beskrevet. Værdisætningsberegningerne er behæftet med en betydelig usikkerhed, der især er afspejlet i usikkerheden på kvantificeringen af de fysiske effekter for økosystemtjenesterne ved arealtiltag og ekstensivering af landbrugsarealerne i de beskrevne scenarier. Desuden er opgørelsen kun foretaget for udvalgte økosystemtjenester. Dog giver denne sammenstilling et overblik over størrelsesordener af de forskellige tab og gevinster ved en ændring i arealanvendelse og viser, at der uanset valg af tiltag (urørt skov og slæt) ikke er betydelig forskel på de samlede velfærdsøkonomiske konsekvenser.

Tabel 10. Samlede velfærdsøkonomiske beregninger for udlæg til urørt skov. Kilde: Egne beregninger.

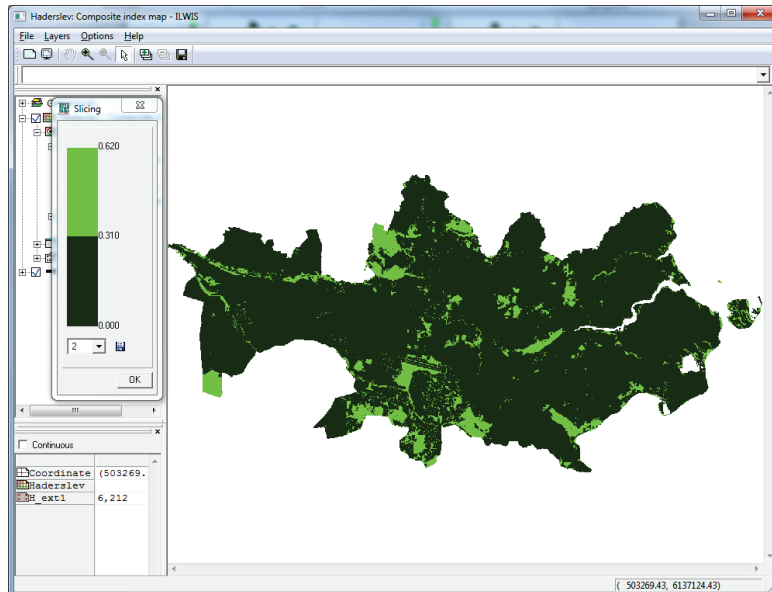
Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Jordrentetab, velfærdsøkonomisk, mio. kr. pr. år	N-kreditering, mio. kr. pr. år	CO2-binding, SCC, mio. kr. pr. år	Betalingsvilje for naturlandskab, mio. kr. pr. år	Værdi af øget jagt, mio. kr. pr. år	Velfærdsøkonomisk tab, mio. kr. pr. år
1,4	1,9	0,6	0,3	0,0	0,0	0,9
4,9	8,8	1,7	0,9	0,1	0,1	6,0
10,5	18,9	4,7	2,3	0,2	0,3	11,5
11,0	21,2	5,8	2,9	0,2	0,3	11,9
18,4	35,6	7,3	3,6	0,4	0,4	24,0
19,3	39,3	9,2	4,5	0,4	0,5	24,8
21,9	49,8	15,3	7,1	0,5	0,8	26,2
24,3	59,4	19,7	9,0	0,5	1,0	29,2

Tabel 11. Samlede velfærdsøkonomiske beregninger for udlæg til slæt. Kilde: Egne beregninger.

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Jordrentetab, velfærdsøkonomisk, mio. kr. pr. år	N-kreditering, mio. kr. pr. år	CO2-binding, SCC, mio. kr. pr. år	Betalingsvilje for naturlandskab, mio. kr. pr. år	Værdi af øget jagt, mio. kr. pr. år	Velfærdsøkonomisk tab, mio. kr. pr. år
1,4	1,6	0,6	0,0	0,0	0,0	1,0
4,9	8,1	1,7	0,0	0,1	0,1	6,2
10,5	17,1	4,7	0,0	0,2	0,2	12,1
11,0	18,9	5,8	0,0	0,2	0,2	12,7
18,4	32,7	7,3	0,0	0,4	0,3	24,8
19,3	35,7	9,2	0,0	0,4	0,3	25,9
21,9	44,1	15,3	0,0	0,5	0,5	27,9
24,3	52,1	19,7	0,0	0,5	0,6	31,3

I begge ovenstående tabeller er arealudtagningen på samlet 11 % af Haderslev Kommunes areal fremhævet som et eksempel. De velfærdsøkonomiske omkostninger ville være på ca. 12 mio. kr. pr. år. I disse indgår reduceret kvælstofudvaskning til en værdi af 5,8 mio. kr. pr. år, betalingsvilje for naturlandskab på 0,2 mio. kr. pr. år samt øget jagtværdi på 0,2 – 0,3 mio. kr. pr. år. Forskellen i de to scenarier er kulstofbindingen, der ved urørt skov bidrager med 2,9 mio. kr. pr. år, hvilket udligner forskellen i jordrentetabet. Omkostningerne skal ligeledes holdes op mod de gevinster, der ikke er værdisat i ovenstående, herunder særligt at man opnår at sikre 50 % af naturværdierne (udtrykt ved HNV) samt sikre ca. 25 % af både drikkevands- og rekreationsinteresserne som defineret i analysen. Derudover kommer eventuelle andre klimaeffekter og næringsstoffeffekter (fx fosfor) af fortrængningen af landbrug, turisme, forbedrede levevilkår for biodiversitet, potentielt forbedret jagt gennem større vildtpopulationer, reducerede lugtgener og andre lokale effekter. Værdien af disse effekter er ikke medregnet i denne analyse,.

Figur 9 viser den faktiske placering af arealudtaget på 11 % som de lysegrønne områder, og repræsenterer et naturnetværk for Haderslev Kommune. Som det ses af kortet løber naturnetværket bl.a. langs åer i den vestlige del af kommunen og inddrager større sammenhængende områder forskellige steder i kommunen. Hermed følger modellens udpegning de opsatte kriterier ved konstruktionen af modellen for mere sammenhængende og mere robust natur.



Figur 9. Kort over Haderslev Kommune med præsentation af naturnetværk ved en arealudtagning på 11 % af kommunens areal hertil.. Kilde: ILWIS 2013.

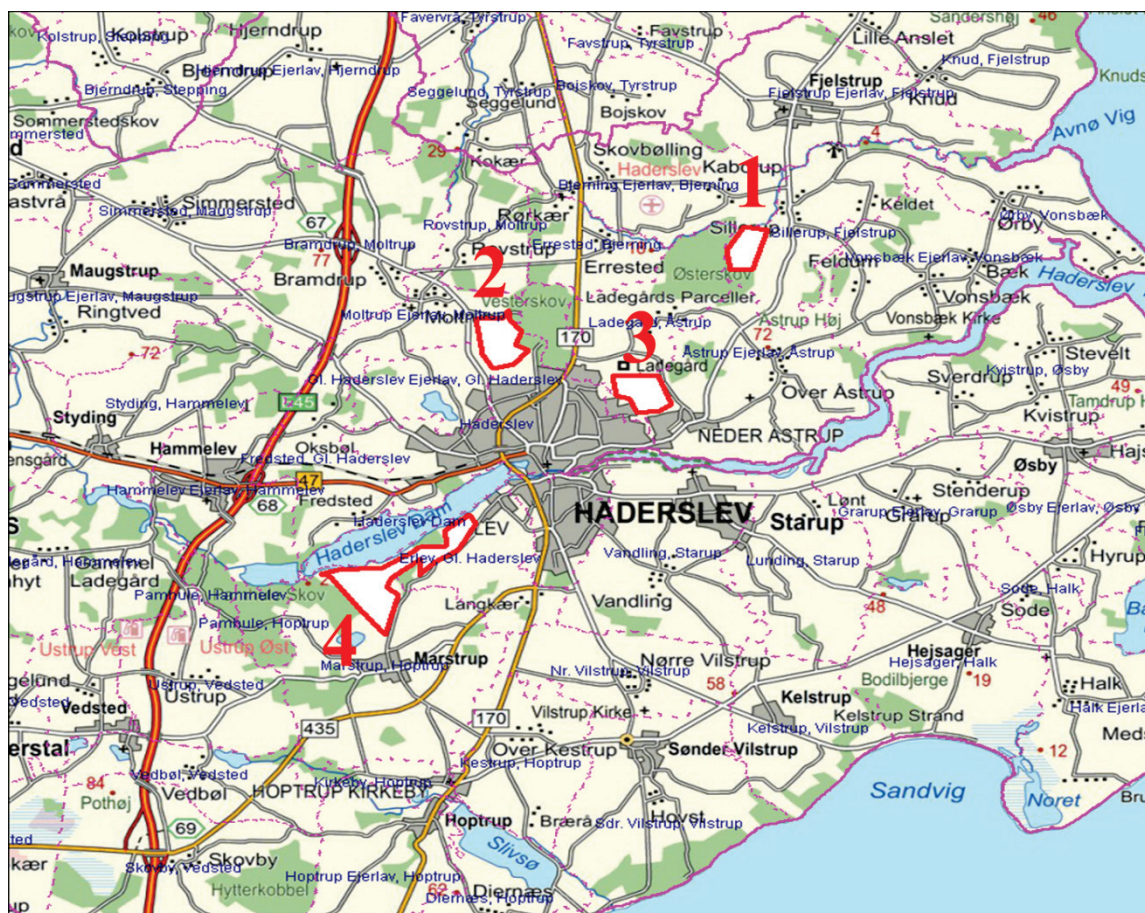
Flerkriteriemodellens udpegning ligger til grund for de ovenstående beregninger og de tilhørende faktiske arealudpegninger er præsenteret på kort i bilag 3, der viser, hvor tiltagene iværksættes i landskabet.

6.8 Velfærdsøkonomisk beregning for skovrejsningsområdet

For et mere afgrænset område, nærmere betegnet fire delområder i nærheden af Haderslev by, præsenteres her et scenarie for skovrejsning i de fire områder markeret på figur 10. De beskrevne konsekvenser i den procentvise udtagning ovenfor er beregnet på samme vis i dette scenarie. Udover jordrentetabet fra landbrugsproduktionens ophør, tillægges scenariet dog omkostninger i forbindelse med plantning af den nye skov på arealet. Herved stiger de velfærdsøkonomiske omkostninger. Tilskud der kan opnås til skovrejsning forventes betalt fuldt af den danske stat, hvorfor det forventes ingen indvirkning at have på det velfærdsøkonomiske tab (Dubgaard m.fl. 2013). Plantning af skov og relativ dårligere forrentning i skovbruget fremfor landbruget medfører et relativt større velfærdsøkonomisk jordrentetab i dette scenarie. Dog vejer både N- og CO₂-krediteringen op for noget af dette tab. Da området er begrænset til i alt 400 hektar er effekten fra øgede jagtlejeindtægter og betalingsviljen for naturlandskaber relativt små. Samlet for dette scenarie opstår altså et velfærdsøkonomisk tab på 2,2 mio. kr. pr. år; hvilket i høj grad er drevet af omkostninger ved etablering af skovrejsningsarealer på samlet set 1,5 mio. kr. pr. år. Dette skal dog sammenholdes med forøgede huspriser og skatteindtægtsgrundlag. Sidstnævnte beregnes som den kapitaliserede værdi af de fire skovrejsningsarealer ved brug af metoderne i Panduro og Thorsen (2013) og geografiske data på de enkelte boligens nærhed til områderne, samt OIS data. I husprismodellen beskrives skovnærhed som boligens afstand til nærmeste skov i fugleflugtslinje. Boliger der ligger længere væk end 600 meter vurderes ikke at have nærhed til skov, og analyser viser at der ikke længere kan ses en effekt på huspriser af afstande derover.

Tabel 12. Velfærdsøkonomiske konsekvensberegninger ved skovrejsningsscenarie. Kilde: Egne beregninger.

Arealudtagning i % af Haderslev Kommune	Landbrugsareal, ha	Jordrentetab, velfærdsøkonomisk, mio. kr. pr. år	N-kreditering, mio. kr. pr. år	CO2-binding, SCC, mio. kr. pr. år	Betalingsvilje for landskab, mio. kr. pr. år	Værdi af øget jagt, mio. kr. pr. år	Velfærdsøkonomisk tab, mio. kr. pr. år
0,01	400	3,5	0,6	0,7	0,0	0,1	2,2



Figur 10. Potentielle skovrejsningsområder i Haderslev kommune.

Analysen viser at de fire potentielle skovrejsningsområder forventes at påvirke antallet af boliger væsentlig forskelligt. Skovrejsningsområde 3 har et opland på 1053 boliger, hvilket betyder at der er 1053 boliger indenfor en radius af 600 meter. Ud af de 1053 boliger vil 625 boliger have større nærhed hvis skovrejsningsområdet oprettes. Til sammenligning påvirker de andre skovområder væsentligt færre boliger.

Tabel 13. Antal boliger i opland og det forventede antal berørte boliger i de fire potentielle skovrejsningsområder

Skovrejsnings-område	Antal boliger i opland (0-600m)	Antal berørte boliger
1	22	13
2	46	43
3	1053	625
4	191	84

For en gennemsnitlig ejendom i Haderslev med en ejendomsvurdering på 1.000.000 kr. beregnes den samlede ejendomsværdistigning til ca. 25.000 kr. hvis ejendommen ligger i skovkanten. Udover at nye køber skal betale mere for selve huset vil stigningen i værdien af beliggenheden principielt og over tid også i praksis blive afspejlet i grundværdien og medføre øget grundskyldsbetaling. Et køb af et hus indebærer også en betalingsvilje for disse øgede skatter, hvorfor de skal medregnes i den samfundsøkonomiske gevinst. Stigningen i grundskyld fra en værdistigning på 25.000 kr. beløber sig til 530 kr. pr. år ved en grundskyld på 2.136 %, som i Haderslev. Den kapitaliserede værdi af denne skatteindtægt med en diskonteringsrente på 3,5 %⁷ bliver dermed ca. 15.250 kr.. Selvom ejendomsværdistigningen og de kapitaliserede grundskyldsværdier synes relativt beskedne for den enkelte ejendom, så ses det at den samlede ejendomsværdistigning for alle berørte ejendomme udgør en betydelig formuestigning på kommunalt niveau, men også er stærkt afhængig af skovens placering relativt til beboelsesområderne. Den aggregerede stigning i ejendomsværdierne og de tilhørende grundskyldsbetalinger for hvert af de fire skovrejsningsområder og de samlede skatteindtægter for ejerlejligheder, almennyttige lejligheder og andelslejligheder fremgår af nedenstående tabel 14.

Tabel 14. Ejendomsværdistigninger og kapitaliserede kommunale grundskyldsindtægter for de fire potentielle skovrejsningsområder

Skovrejsnings-område	Ejendomsværdistigning	Grundskyldsstigning (kapitaliserede)
1	100.000 kr.	61.000 kr.
2	170.000 kr.	104.000 kr.
3	10.400.000 kr	6.347.000 kr.
4	1.000.000 kr	610.000 kr.

Den samlede værdi af de fire potentielle skovrejsningsområder ligger på knap ca. 18,5 millioner kr. (ejendomsværdi- og grundskyldsstigning), svarende til en annuitet på knap 660.000 kr./år men variationen er stor mellem de fire områder. Skovrejsningsområde 3 skaber den mest betydelige og helt dominerende værdi og er isoleret set en overskudsforretning allerede på dette niveau uden inddragelse af yderligere værdielementer end dem medtaget i tabel 12. De andre skovrejsningsområder har et langt mindre potentiale til at skabe øget værdi.

Den betydelige variation i merværdi for Haderslev Kommune som dette eksempel viser illustrerer hvor afgørende der er at placere skoven i et område som skabe størst mulig nærhed for kommunens borgere. Beregningerne bygger på en ejendomsværdimodel der er estimeret på basis af data i Nordvestsjælland og dermed langt uden for Haderslev Kommune (se Panduro og Thorsen 2013). Det skal derudover bemærkes at beregningerne forudsætter at skovrejsningsområderne opleves som egentlig skov, hvilket området ikke vil blive de første år efter plantning. Derfor bør beregningerne fortolkes med forsigtighed, men det skal dog understreges at de estimerede effekter anvendt her er i passende overensstemmelse med, og faktisk mere konservative end, Hasler m.fl.1 (2002) og Anthon og Thorsen (2002), der estimerede effekter på huspriser af skovrejsningsarealer.

⁷ Finansministeriets diskonteringsvejledning indebærer diskontering med 4 % over de nærmeste år faldende til 3 og senere 2 %. Konteringsprofilen svarer til en uendelig annuitetsdiskontering på 3,5 %.

7 Synergier og afvejninger mellem økosystemtjenester

Ved beslutninger, der ændrer typen af økosystemtjenester og deres størrelsesorden, bliver økosystemtjenesteafvejninger nødvendige. Oftest vil en stigning i én økosystemtjeneste være ledsaget af en reduktion i en anden. Det er tydeligst tilfældet når produktionen af land- og skovprodukter intensiveres med det resultat, at habitater og levesteder for dyr og planter forringes, og at områderne bliver mindre interessante ud fra et rekreativt synspunkt. Disse klassiske konflikter er velstuderede. Også i UK NEA har man gennemgået tilstedeværelsen af synergier og konflikter mellem forskellige økosystemtjenester for forskellige natur- og landskabstyper (UK NEA 2011). Der peges dels på de ovennævnte typiske konflikter og dels på tilstedeværelse af en række mulige synergier mellem flere regulerende tjenester (fx regulering af klima og afstrømning), mellem regulerende og kulturelle tjenester (fx kulstoflagring og rekreation) samt mellem visse forsynende tjenester og regulerende tjenester (fx karbon og træproduktion). Samtidig er det også tydeligt, at rene win-win situationer sjældent er tilgængelige, og at der normalt må foretages afvejninger. Selv om der således må accepteres reduktioner i visse tjenester, vil en udvidelse af antallet af økosystemtjenester i mange tilfælde forventes at kunne give en forøgelse af den samlede værdi af disse tjenester og derved også et positivt bidrag til at øge den menneskelige velfærd eller trivsel (Kellner m.fl. 2011).

Afgørende for en sådan synergieffekt er imidlertid karakteren af produktionsfunktionen for økosystemtjenester samt værdien af de enkelte tjenester, således at der med stor sandsynlighed findes situationer, hvor den ovennævnte samproduktion eller flersidig brug vil give den bedste løsning, og situationer hvor fokus på en enkelt eller få udvalgte økosystemtjenester vil være optimalt (Lester m.fl. 2013). En sådan arealmæssig adskillelse af økosystemtjenester kunne fx tænkes at være hensigtsmæssig, hvor truede og værdifulde arter kræver særlige krav til beskyttelse. I forbindelse med en øget naturindsats er interessen for bundter af økosystemtjenester øget, da en del studier har vist, at der i visse tilfælde er en svag til moderat korrelation mellem nogle af økosystemtjenesterne, fx biodiversitet, vand og rekreation. Et eksempel kunne være naturgenopretning i en ådal. Der er især fundet betydningsfulde positive korrelationer/synergier mellem biodiversitet og kulstoflagring, der f.eks. ses ved skovrejsning (Chan m.fl. 2006, Naidoo m.fl. 2008, Luck m.fl. 2009, Egoh m.fl. 2011). Naturforvaltningstiltag vil således i visse tilfælde forventes at kunne stimulere flere tjenester på en gang. Spørgsmålet om mulige synergier er dog et af de områder, hvor der er et stort behov for mere detaljeret viden. Som det ses i tabel 15 kan etableringen af større sammenhængende og mere robuste naturarealer som modelleret i basisscenariet potentielt bidrage til synergier med flere kategorier af økosystemtjenester. Dette sker på bekostning af tabt land- og skovbrugsproduktion.

Tabel 13. Skitseret trade-offs og synergier mellem planalternativ der skitserer en mere robust og sammenhængende natur i Haderslev Kommune.

	Arealud- tagning
Forsynende	
Landbrugsproduktion	-
Skovproduktion	-
Vandkvalitet	+

Regulerende

Kulstoffortrængning	+
Kvælstofreduktion	+
Klimatilpasning	+

Kulturelle

Biodiversitet	+
Rekreation	+

8 Potentielle bidrag til et naturnetværk

Denne rapport anvender en flerkriterietilgang til at samtænke målsætninger om en mere sammenhængende robust natur med andre samfundsmæssige gevinster inden for en omkostningseffektiv ramme. Der anvendes en kortlægning af HNV sammen med etablerede Natura2000 og fredede områder til en systematisk fremstilling af eksisterende og sammenhængende naturarealer. Derved samtænkes rødlistearter og arter omfattet af EU's naturdirektiver med landskabs- og ekstensive driftsformer til at udpege sammenhængende naturarealer, der plejes eller overlades til fri dynamik. Ved brug af HNV data inddrages økologiske arealer til mindskelse af randpåvirkninger på naturarealer. Udover de artsbaserede naturværdierne simuleres scenarier der også inddrager en række andre målsætninger. Det omfatter lavtliggende landbrugsarealer i ådale og langs vandløb med potentielle muligheder for at sikre en klimagevinst ved reduceret CO₂-udledning. Selvom det ikke er analyseret i denne rapport, forventes det, at sammenhængende naturområder også kan tilbageholde og aflede regnvand og dermed bidrage til at forebygge oversvømmelser. Flerkriteriemodellen forsøger tilsvarende at samtænke eksisterende og potentielle nye naturområder med rekreative og turisme muligheder. Dette grundlag kan bidrage til en diskussion på kommunalt plan om, hvilke landskaber der skal udgøre et kommunalt grønt naturnetværks kerneområder. Samtidig anviser flerkriteriemodellen også løsninger for at opnå målsætningerne på den mest omkostningseffektive måde ved at inddrage økonomiske og beskæftigelsesmæssige effekter. Dette kan bidrage til en systematisk udpegning af et intra- og interkommunalt nationalt grønt naturnetværk og en fremtidig beskyttelse af Danmarks mest værdifulde naturområder med udgangspunkt i de eksisterende værdifulde naturområder. Modellen kan ligeledes potentielt udvides og tilpasses til at omfatte flere kommuner, eller en region, landsdel eller hele landet. De naturlige grænser for økosystemtjenester behøver ikke at være placeret i landskabet på samme måde som de administrative grænser. Økosystemtjenesterne kan krydse grænser, Det kan være tjenester knyttet til vandløb og opland, habitater, meta-populationer, eller rekreative spor. Det er derfor muligt at der kan opnås synergieffekter i ved en koordineret forvaltning på tværs af kommunale grænser.

9 Konklusion

Kortlægningen af økosystemerne og økosystemtjenesterne er det første vigtige led i etableringen af en bæredygtig forvaltning af disse tjenester på europæisk plan. Denne rapport viser et eksempel på kortlægning af økosystemtjenester i Haderslev Kommune og diskuterer begrænsninger og muligheder i tilgængelige metoder.

Baseret på en række scenarieanalyser præsenteres resultater for hvor store de velfærdsøkonomiske omkostninger vil være ved forskellige størrelser af arealudtag til naturnetværket og den naturmæssige kvalitet netværket vil have – udtrykt ved HNV-indekset. Vi præsenterer også en vurdering af en række velfærdsøkonomiske gevinster fra udvalgte økosystemtjenester. Som et eksempel vil et udtag på 11 % af Haderslevs land- og skovbrugsarealer (8955 ha) sikre et arealudtag der formår at beskytte halvdelen af HNV-værdierne i området samt tilgodese betydelige dele af hensyn til fokusområder for rekreative aktiviteter og vandindvinding. Et udtag i denne størrelse vil i alt indebære tabte produktionsværdier svarende til en velfærdsøkonomisk værdi på godt 18-21 millioner kr./år. Vi har gennemført værdisætning af effekterne på dels CO₂-binding, fortrængning af kvælstof, visse elementer af landskabsværdierne og en forbedret jagt. Disse gevinster løber samlet op i en velfærdsøkonomisk værdisætning på 6-9 millioner kr./år. Tilbage er en netto velfærdsomkostning på 12-13 millioner kr./år, og dette tab skal holdes op mod de miljøeffekter, der endnu ikke er værdisat i case-området. Det gælder særligt værdien for biodiversiteten, der aktuelt alene er repræsenteret ved HNV-indekset, men det gælder også yderligere rekreative muligheder, herunder turisme, samt værdien af centrale drikkevandsinteresser. Disse to sidstnævnte er kun inddraget kvalitativt i analysen. Derudover kommer eventuelle andre klimaeffekter og næringsstoffeffekter (fx fosfor) af fortrængningen af landbrug, forbedret levevilkår for biodiversitet, potentielt forbedret jagt gennem større vildtpopulationer, reducerede lugtgener og andre lokale effekter.

Det er kendt, at økosystemtjenester bidrager til den nationale velfærd, men at værdierne indtil videre har været underestimerede og vanskelige at inddrage i beslutninger og politikformulering. Efter kortlægningen af økosystemtjenesternes biofysiske karakter følger arbejdet med deres værdisætning, som ifølge EU's biodiversitets strategi skal indarbejdes i EU's og nationale regnskabs- og rapporteringssystemer senest i 2020. En bedre værdisætning af økosystemtjenester kan bidrage til mere velinformerede beslutninger og bedre investeringer i kommunal og regional udvikling, og bedre velfærd for individer og samfundet som et hele. Der er store udfordringer i kortlægning af økosystemtjenesternes værdi. Det skyldes bl.a. at det naturvidenskabelige grundlag ofte mangler, når man ønsker at vurdere status for økosystemtjenesterne samt potentielle ændringer i som følge af miljøpolitik, tiltag eller prioriteringer. Desuden er mange af de eksisterende danske undersøgelser foretaget på en langt højere geografisk skala end den højere opløsning der kræves for at beregningerne i Haderslev Kommune. Derfor anvendes en flerkriterietilgang til at skitsere en systematisk udpegning af sammenhængende og mere robuste naturområder. Derved udpeger modellen forslag til større sammenhængende og robuste naturområder. Det er dog et område hvor den internationale (og nationale) forskning er under udvikling. Nærværende rapport viser et eksempel på muligheder og begrænsninger i en kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester og kan forhåbentlig tjene til inspiration for det kommende arbejde med at skabe et robust nationalt naturnetværk på tværs af kommunegrænser i Danmark.

10 Litteraturhenvisninger

Anthon S & Thorsen BJ 2002: *Værdisætning af skovrejsning. En husprisundersøgelse*. Skov- og Naturstyrelsen, 58 p.

Bateman IJ, Mace GM, Fezzi C, Atkinson G & Turner RK 2011: Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics* 48: 177-218.

Bateman IJ, Brouwer R, Ferrini S, Schaafsma M, Barton DN, Dubgaard A, Hasler B, Hime S, Liekens I, Navrud S, De Nocker L, Sceponaviciute R & Semeniene D 2011: Making benefit transfers work: Deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe. *Environmental and Resource Economics* 50: 365-387.

Boyd J & Banzhaf S 2007: What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.

Broch SW & Vedel SE 2010: Heterogeneity in landowners' agri-environmental scheme preferences. In: Vedel SE (ed.) *Economic incentives for provision of environmental goods and services from forest and nature areas*, pp. 62-86. Copenhagen: Faculty of Life Sciences, University of Copenhagen.

Brown C, m.fl. 2011: Introduction to the UK National Ecosystem Assessment. In: *UK National Ecosystem Assessment, Technical Report*, chapter 1. Cambridge: UNEP-WCMC.

Campbell D, Vedel SE, Thorsen BJ & Jacobsen JB 2014: Heterogeneity in the demand for recreational access: distributional aspects. *Journal of Environmental Planning and Management* 57(8): 1200-1219.

Cardinale BJ, m.fl. 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.

CBD (Convention on Biological Diversity) 2012: Aichi Biodiversity Targets. <http://www.cbd.int/sp/targets>.

CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services) 2013: CICES Version 4.3. <http://www.cices.eu>.

Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P & van den Belt M 1997: The values of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Chan KMA, Shaw MR, Cameron DR, Underwood EC, Daily GC 2006: Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4: 2138-2152.

Daily GC 1997: What are ecosystem services? Introduction. In: Daily GC (ed.) *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, pp. 1-10. Washington DC: Island Press.

Daily GC, Kareiva PM, Polasky S, Ricketts TH & Tallis H 2011: Mainstreaming natural capital into decisions. In: Kareiva P, Tallis H, Ricketts TH, Daily GC & Polasky S (eds.) *Natural capital: Theory & practice of mapping ecosystem services*, chapter 1. Oxford & New York: Oxford University Press.

Daniel TC, Muhar A, Arnberger A, Aznar O, Boyd JW, Chan KMA, Costanza R, Elmqvist T, Flint CG, Gobster PH, Grêt-Regamey A, Lave R, Muhar S, Penker M, Ribe RG, Schauppenlehner T, Sikor T, Soloviy I, Spierenburg M, Taczanowska K, Tam J & Dunk A von der 2012: Contributions of cultural services to the

ecosystem services agenda. *PNAS Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(23): 8812-8819.

Dansk Skovforening 2012: Prisstatisik. http://www.skovforeningen.dk/site/trae_prisudvikling/.

DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) 2013: Datakilder overført til Fødevarerministeriet/NaturErhvervstyrelsens markkort. Opdatering af nitratklassifikationen i Danmark. 2. generation. Fagligt notat af 23. oktober, 2008. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. HNV: <http://www2.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>. jordbrugsanalyser.dk. GEUS's database (JUPITER, 2008). Jb-nummer for jordtype: Dept. of Agroecology - Aarhus University, den landsomfattende jordklassificering, tilgængelig på <http://djfgeodata.dk/datasaml/index.html>.

De Økonomiske Råd (DØR) 2012a: *Økonomi og Miljø 2012*, Kapitel 3. Ægte opsparing. København: De Økonomiske Råd.

De Økonomiske Råd (DØR) 2012b: *Økonomi og Miljø 2012*, Dansk miljøpolitik 2000-2010, Biodiversitet og Ægte opsparing, Kapitel III: Biodiversitet. København: De Økonomiske Råd.

Dubgaard A 1998: Economic valuation of recreational benefits from Danish forests. In: Dabbert S, Dubgaard A, Slangen L & Whitby M (eds.) *The economics of landscape and wildlife conservation*. Wallingford: CAB International.

Dubgaard A, Laugesen FM, Ståhl EE, Schou E, Jacobsen BH, Ørum JE & Jensen JD 2013: Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget. *IFRO Rapport 221*. (Rapporten er udarbejdet på opdrag af NaturErhvervstyrelsen og Klima-, Energi- og Bygningsministeriet. ISBN: 978-87-92591-37-1)

EC (European Commission) 2011: *EU's Biodiversitetsstrategi for 2020*. Europa-Kommissionen.

EEA (European Environment Agency) 2011: An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe. *EEA Technical report No 13/2011*. European Environment Agency.

Egoh BN, Reyers B, Rouget M & Richardson DM 2011: Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. *Journal of Environmental Management* 92: 1642-1650.

Ejrnæs R, Skov F, Bladt J, Fredshavn JR & Nygaard B 2012: Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator. Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale. *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi* nr. 40. <http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>.

Finansministeriet 2001: *Miljøpolitikens fordele og omkostninger*. København: Erhvervsministeriet, Finansministeriet, Miljø- og energiministeriet, Skatteministeriet & Økonomiministeriet.

Fisher BR & Turner RK 2008: Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141: 1167-1169.

Fisher BR, Turner RK & Morling P 2009: Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643-653.

Fødevarerministeriet 2010: *Analyse af adfærd, motiver og præferencer blandt danske lystfiskere*. Udarbejdet som del af projektet Samfundsøkonomisk betydning af lystfiskeri i Danmark. Fødevarerministeriet & COWI.

- Greenstone M, Kopits E & Wolverton A 2013: *Developing a social cost of carbon for US regulatory analysis: A methodology and interpretation*. Oxford University Press on behalf of the Association of Environmental and Resource Economists.
- Haines-Young R & Potschin M 2010: The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli DG & Frid CLJ (eds.) *Ecosystem ecology: A new synthesis*, p.110-139. Cambridge UK: Cambridge University Press.
- Haines-Young R & Potschin M 2013: *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No: EEA/IEA/09/003
- Hasler B, Damgaard C, Erichsen E, Kristoffersen HE & Jørgensen JJ 2002: *Rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning*. København: AKF Forlaget.
- Hasler B, Lundhede T, Martinsen L, Neye S & Schou JS 2005: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by choice experiments and contingent valuation. *NERI Technical Report no. 543*. Copenhagen: National Environmental Research Institute, Denmark.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR543.PDF
- ILWIS 2013: Integrated Land and Water Information System, version 3.8.3. University of Twente, Holland.
- Jacobsen BH, Hasler B & Hansen LB 2009: *Økonomisk midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III*. Fødevarerøkonomisk Institut & Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jacobsen JB & Thorsen BJ 2010a: Preferences for site and environmental functions when selecting forthcoming national parks. *Ecological Economics* 69: 1532-1544.
- Jacobsen JB & Thorsen BJ 2010b: Tabsberegninger ved driftsrestriktioner for skovnaturtyper med eg og ask i Natura 2000. *Arbejdsrapport nr. 116*. Frederiksberg: Skov & Landskab, Københavns Universitet.
- Jacobsen JB, Boiesen JH, Thorsen BJ & Strange N 2008: What's in a name? The use of quantitative measures versus "Iconised" species when valuing biodiversity. *Environmental and Resource Economics* 39: 247-263.
- Jacobsen JB, Lundhede TH, Martinsen L, Hasler B & Thorsen BJ 2011: Embedding effects in choice experiment valuations of environmental preservation projects. *Ecological Economics* 70: 1170-1177.
- Jacobsen LB 1996: En landbrugsspecifik input-output tabel for Danmark. *Rapport No. 91*. København: Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Johannsen VK, Nord-Larsen T, Riis-Nielsen T, Suadicani K & Jørgensen BB (2013): *Skove og plantager 2012*. Frederiksberg: Skov & Landskab.
- Jørgensen SL, Olsen SB, Ladenburg J, Martinsen L, Svenningsen SR & Hasler B 2013: Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements: Testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecological Economics* 92: 58-66.
- Kellner JB, Sanchirico JN, Hastings A & Mumby PJ 2011: Optimizing for multiple species and multiple values: trade-offs inherent in ecosystem-based fisheries management. *Conservation Letters* 4: 21-30.

Lester SE, Costello C, Halpern BS, Gaines SD, White C & Barth JA 2013: Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy* 38: 80-89.

Luck GW, Chan KMA & Fay JP 2009: Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. *Conservation Letters* 2: 179-188.

Lundhede T, Hasler B & Bille T 2005: *Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland*. København: Skov- og Naturstyrelsen.

Lundhede, T.H., Jacobsen, J.B. og Thorsen, B.J. 2009: Hvad bestemmer jagtlejen? I: Kanstrup, T. Asferg, M. Flinterup, B.J. Thorsen & T.S. Jensen. *Vildt & Landskab*. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. Skov- og Naturstyrelsen, 116 sider.

Mace GM, m.fl. 2011: Conceptual framework and methodology. In: *UK National Ecosystem Assessment, Technical Report*, chapter 2. Cambridge: UNEP-WCMC.

Mace GM, Norris K & Fitter AH 2012: Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* 27: 19-26.

Maes J, Paracchini ML & Zulian G 2011: An European assessment of the provision of ecosystem services: Towards an atlas of ecosystem services. Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability *EUR 24750 EN*.

MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) 2012: An analytical framework for ecosystem assessment under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020: Discussion paper – version 9.6.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005: *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington DC: Island Press.

Naidoo R, Balmford A, Costanza R, Fisher B, Green RE, Lehner B, Malcolm TR & Ricketts TH 2008: Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *PNAS Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 9495-9500.

Naturstyrelsen 2011a: *Natura 2000-plan 2010-2015: Lillebælt*.

http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Natura2000/Natura_2000_planer/Se_Planerne/001_125/112_Lillebaelt.htm

Naturstyrelsen 2011b: *Natura 2000-plan 2010-2015: Pamhule Skov*.

http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Natura2000/Natura_2000_planer/Se_Planerne/001_125/92_Pamhule.htm

Naturstyrelsen 2011c: *Natura 2000-plan 2010-2015: Lindet Skov, Hønning Mose, Hønning Plantage og Lovrup Skov*.

http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Natura2000/Natura_2000_planer/Se_Planerne/001_125/93_Lindet.htm

Nielsen AB, Olsen SB & Lundhede T 2007: An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and Urban Planning* 80: 63-71.

- NIRAS 2010: *Samfundsøkonomisk screening af klimatilpasning*. Rapport er udarbejdet af NIRAS for Energistyrelsen.
http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/dokumenter/publikationer/downloads/samfundsøkonomisk_screening_af_klimatilpasning.pdf
- Panduro TE & Thorsen BJ 2013: Evaluating two model reduction approaches for large scale hedonic models sensitive to omitted variables and multicollinearity. *Letters in Spatial and Resource Sciences*. DOI: 10.1007/s12076-013-0103-x.
- Raudsepp-Hearne C, m.fl. 2010: Untangling the environmentalist's paradox: Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade? *BioScience* 60: 576-589.
- Ravensbeck L, Andersen P, Thorsen BJ & Strange N 2013: Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt naturnetværk i Danmark: Eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov. *IFRO Rapport 218*. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.
- Sachs JD m.fl. 2009: Biodiversity Conservation and the Millennium Development Goals. *Science* 325: 1502-1503.
- Schou JS, Hald AB, Kaltoft P, Andreassen C, Vetter H & Hasler B 2003: Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* nr. 72.
- Strange N & Thorsen BJ 2000: *Økonomiske konsekvenser ved udlæg af urørt skov i statsskovene*. Rapport ved Miljø- og Energiministeriet, Skov og Naturstyrelsen.
- TEEB 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Termansen M, Zandersen M & McClean CJ 2008: Spatial substitution patterns in forest recreation. *Regional Science and Urban Economics* 38: 81-97.
- Thorsen BJ, Strange N & Rahbek C 2012: Befolkningens opfattelse og økonomiske prioritering af biodiversitet. In: Meltofte H (ed.) *Danmarks natur frem mod 2020: om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed*. Det Grønne Kontaktudvalg.
- UK NEA (UK National Ecosystem Assessment) 2011: The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. Cambridge UK: UNEP-WCMC.
- UNSTAT 2012: System of Environmental-Economic Accounting (SEEA).
<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp>
- Vedel SE, Jacobsen JB & Thorsen BJ 2009: Tabsberegninger ved driftsrestriktioner for bøgeskov-naturtyper i Natura 2000. *Arbejdsrapport* nr. 115. Frederiksberg: Skov & Landskab, Københavns Universitet.
- Wallace KJ 2007: Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139: 235-246.
- Aakerlund NF 2000: Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika. *SØM publikation* nr. 36. København: AKF Forlaget.

Bilag 1. Jordrenteberegninger

Jordrenteberegningerne i kr. pr. hektar for de forskellige afgrødetyper i modellen bygger for størstedelens vedkommende på data fra Videncentret for Landbrugs Budgetkalkuler:

<https://farmtalonline.dlbr.dk/Navigation/NavigationTree.aspx> -> Budgetkalkuler -> Salgsafgrøder

og er taget som gennemsnit over de relevante og tilgængelige tre år 2011-2013. Værdier for øvrige afgrøder vil blive beskrevet løbende nedenfor. Den benyttede værdi er: Dækningsbidrag efter maskin- og arbejdsomkostninger; også kaldet Dækningsbidrag II (DBII). Denne værdi indbefatter alle variable omkostninger forbundet med produktionen samt afskrivninger og forrentning af maskiner og udstyr og angiver, hvor meget afgrøden bidrager med til bedriftens afkast. Værdien er altså den, bedriftsejeren ville bortforpakte arealet til, da han er indifferent mellem selv at drive jorden eller modtage en årlig betaling. Værdien udgør altså arealets værdi pr. år, og hvis dette tages ud af drift udgør den altså den tabte produktionsværdi for landbrugssektoren.

Jordtypen er i modellen aggregeret følgende kolonnen: JB-nr., i nedenstående tabel fra DCE 2013. JB-nr. 1-3 er benævnt sandjord, og JB-nr. 5 + 6 er benævnt lerjord, hvor jordrenten er sat til det samme indenfor disse grupper. JB-nr. 4 fremtræder sandjord i forbindelse med markvanding, der vil blive beskrevet senere. Der foreligger ikke Budgetkalkuler for de resterende JB-numre; 7-10 er inkluderet i lerjord, og 12, speciel jordtype forekommer ikke i data. Jordrenten for JB-nr. 11, humus, er sat til 80 % af jordrenten på lerjord.

Jordtype - j_b_num	Teksturdefinition for jordtype	Symbol	JB-nr.	Vægtprocent				
				Ler under 2 µm	Silt 2-20 µm	Finsand 20-200 µm	Sand, i alt 20-2000 µm	Humus 58.7 % C
1	Grovsandet jord	GR.S.	1			0-50		
2	Finsandet jord	F.S.	2	0-5	0-20	50-100	75-100	
3	Grov lerblandet sandjord	GR.L.S.	3			0-40		
	Fin lerblandet sandjord	F.L.S.	4	05-okt	0-25	40-95	65-95	
4	Grov sandblandet lerjord	GR.S.L	5			0-40		
	Fin sandblandet lerjord	F.S.L.	6	okt-15	0-30	40-90	55-90	
5	Lerjord	L	7	15-25	0-35		40-85	Under 10

6	Svær lerjord	SV.L.	8	25-45	0-45		okt-75	
	Meget svær lerjord	M.SV.L.	9	45-100	0-50		0-55	
	Siltjord	SI.	10	0-50	20-100		0-80	
7	Humus	HU.	11					Over 10
8	Speciel jordtype	SPEC.	12					

Derudover er data inddelt i henholdsvis **konventionelle og økologiske** landbrug, og denne inddeling sammen med JB-nr. har ligget til grund for den initiale jordrenteberegning, hvorefter justeringer er tilføjet enkeltvist som f.eks. betydningen af markvanding på bedriften, humusjord mm. For hvert afgrødenummer opstår der altså fire tal afhængigt af de to jordbundsgrupper og bedriftsformen.

Da værdieffekten af tilført husdyrgødning afhænger af den udsprede mængde beregnes efterfølgende, er værdierne i Budgetkalkulerne for konventionelle bedrifter genereret ”Uden husdyrgødning”. For økologiske bedrifter er værdien genereret ”Med husdyrgødning”, da Budgetkalkulerne ikke tillader brug af værdierne uden. Dette skyldes, at økologernes eneste valg af gødning til afgrøderne netop er økologisk husdyrgødning, hvorfor al produceret husdyrgødning, vil blive anvendt, og det formentligt ikke vil være rentabelt at producere uden.

Afgrødenumrene er grupperet i forhold til tilgængelige budgetkalkuler.

For gruppen: Perm. græs mm., lavt udbytte opstår en negativ jordrente ved slæt og afgræsning, hvorfor jordrente i vores beregninger sættes til nul. For de efterfølgende to grupper af permanent græs er jordrenteværdien fra *Jacobsen, B.H. (2013): Omkostninger ved reduceret gødning og pesticidtildelelse til naturarealer, IFRO* anvendt.

Afgrødenumre under overskriften: Diverse skovdrift, er ikke medtaget i modellen, da disse arealer ikke kan indgå i optimeringsanalysen grundet fredskovspligt og andre specielle regler og dyrkningsformer.

For gruppen: Pil, poppel mv. anvendes tal fra *Dubgaard, A. et al. (2013): Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget*.

Hvor den generede jordrenteværdi er negativ, sættes den i modellen til nul. Dette skyldes, at dyrkningen på lang sigt vil være irrationelt, og modellen ville give et positivt resultat for samfundsøkonomien ved udtagning af arealet til f.eks. naturformål. Dette er ikke i overensstemmelse med økonomisk teori og ville forvrænge resultatet af modellen, da det altid ville være fordelagtigt at tage arealet ud af drift eller omlægge det til anden drift.

Vanding af afgrøder på marken forekommer især på de sandede jorder i Jylland og Videncentret for Landbrug opgør udelukkende beregninger af DBII for sandede jorder, hvorfor dette følges i vores model. I denne forbindelse indgår JB-nr. 4 i gruppen af sandjord. Vanding på lerjord forekommer, men i langt mindre skala, hvorfor det ikke har afgørende betydning for modellen. For en række afgrøder betyder vanding et lavere DBII, hvilket i et økonomisk perspektiv ikke giver mening, da man da ville indstille vandingen og opnå et højere DBII. Disse tal kan skyldes uoverensstemmelse mellem reelle udgifter og erfarede aflønningsomkostninger over for de generelle tal i budgetkalkulerne. Hvor lavere DBII fremkommer ved vanding af de forskellige afgrøder, medtages disse værdier ikke. Hvis et højere DBII opnås, tillægges arealet værdistigningen. Tabellen nedenfor viser de berørte afgrøder og tilhørende værdier.

For økologisk vinterrug er værdien for ”Vinterrug” anvendt, da den for de øvrige anvendte ”Vinterrug hybrid” ikke forekommer i økologien.

DBII med vanding, kr. pr. ha pr. år	JB	Konventionelt	Økologisk
Vårbyg	1-4		4.370
Andet korn	1-4		5.534
Vinterhvede	1-4	2.765	8.449
Vinterrug	1-4		5.009
Triticale Vintertriticale	1-4		4.558
Vinterraps	1-4	1.624	
Kartofler	1-4	1.781	15.454
Roer til fabrik og andre rodfrugter	1-4	2.847	
Silomajs	1-4		3.291

Gødningsværdier for forskellige typer af husdyrgødning er beregnet i nedenstående tabel. Disse værdier har betydning for jordrenten, idet den udbragte mængde husdyrgødning på et areal forbedrer afkastet og dermed DBII, som beskrevet nedenfor.

Indhold og værdi af kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning, 2012

HUSDYRART OG STALDTYPE	Kvælstof	Fosfor	Kalium	Gødningsværdi i alt
Malkekvæg, sengestald med spalter, gylle				
1 årsko af tung race, ab lager, kg/år	131,9	20,2	102,8	
Pr. DE (0,75 x 1 årsko af tung race), ab lager, kg/år	99	15	77	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=70 %, P, K=90 % ¹)	69	14	69	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	592	190	472	1.254
Malkekvæg, dybstrøelse (hele arealet)				
1 årsko af tung race, ab lager, kg/år	147,3	22,7	155,9	
Pr. DE (0,75 x 1 årsko af tung race), ab lager, kg/år	110	17	117	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=45 %, P, K=90 % ¹)	50	15	105	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	425	237	716	1.378
Opdræt, sengestald med spalter, gylle				
1 årsopdræt (kvier eller stude fra 6 mdr. til kælvning (27 mdr.)/slagtning, tung race)	45,7	6,6	49,7	
Pr. DE (2 x årsopdræt 6-27 mdr.), ab lager, kg/år	91	13	99	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=70 %, P, K=90 % ¹)	64	12	89	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	547	165	608	1.320
Søer				
1 årssø m. 28,1 grise til 7,3 kg	21,7	5,5	13,5	
Pr. DE (4,3 x 1 årssø m. 28,1 grise til 7,3 kg)	93	24	59	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=75 %, P, K=90 % ¹)	70	22	53	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	599	306	360	1.265

Smågrise				
10 smågrise, 7,3 - 32 kg	4,6	1,4	3	
Pr. DE (20 x 10 smågrise, 7,3 - 32 kg)	92	28	60	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=75 %, P, K=90 % ¹)	69	25	54	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	590	348	367	1.305
Slagtesvin				
10 producerede slagtesvin, 32 – 107 kg	24,8	5,9	13,7	
Pr. DE (3,6 x 10 producerede slagtesvin, 32 – 107 kg)	89	21	49	
Udnyttet pr. DE, kg/år (N=75 %, P, K=90 % ¹)	67	19	44	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	573	264	299	1.136
Slagtekyllinger				
1000 stk. produceret	44,2	16,2	29,3	
Pr. DE (2,2 x 1000 slagtekyllinger, 40 dage)	97	36	64	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=70 %, P, K=90 % ¹)	73	32	58	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	624	445	394	1.463
Høns				
100 årshøner	99,8	31	51,5	
Pr. DE (1,66 x 100 høns til ægproduktion)	166	51	85	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=70 %, P, K=90 % ¹)	125	46	77	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	1069	639	524	2.232
Pelsdyr				
Mink, 1 årstæve	3,6	1	0,5	
Pr. DE (34 x årstæve)	122	34	17	
Udnyttet pr. DE, kg/år (udnyttelsesgrad: N=70 %, P, K=90 % ¹)	110	31	15	
Værdi, kr./DE/år (N=8,55 kr./kg, P=13,90 kr./kg, K=6,80 kr./kg) ²	940	431	102	1.473

Kilde: Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri: Vejledning om gødsknings- og harmoniregler, Planperioden 1. august 2012 til 31. juli 2013 [Tabel 5, s. 109-114; Skema B, tabel 3.3, s. 135; Tabel 9, s. 124-126]

1. Håndbog for driftsplanlægning 2012, Videncentret for Landbrug, 2012.
2. Budgetkalkuler 2012, Videncentret for Landbrug
https://farmtalonline.dlbr.dk/Kalkuler/VisKalkule.aspx?Prodgren=K_1010&Forudsætninger=31-12-2012;K_1010;1;3;2;1;2;1;1;1;3;1;n;n;0;n

Kommentarer til tabel

Kvæg: Når værdien af produceret husdyrgødning opgøres pr. DE, er der ikke den helt store forskel på hhv. malkekøer på spalter, malkekøer på dybstrøelse og malkekvægopdræt på spalter. Ved beregning af husdyrgødningens værdi på malkekvægbedrifter benyttes værdiberegningen for malkekvæg, sengestald med spalter; dvs. 1.254 kr./DE/år.

Svin: Værdien af husdyrgødningen fra søer, smågrise og slagtesvin varierer ikke væsentligt. Ved beregning af husdyrgødningens værdi for svinebedrifter benyttes værdien for 1 årssø med 28,1 grise til 7,3 kg; dvs. 1.265 kr./DE/år.

Fjerkræ: For slagtekyllinger og høns er der forholdsvis stor forskel på værdien af den producerede gødning på henholdsvis 1.463 og 2.232 kr./DE/år. Danmarks Statistik opgør, at der i 2012 blev produceret 100,2 mio. slagtekyllinger, mens der var en bestand på 3.957.673 høner i Danmark. Værdien af husdyrgødningen fra fjerkræ beregnes som det vægtede gennemsnit af slagtekyllinger og høns⁸.

⁸ Fordelingen af fjerkrægødningsproduktionen

$$1.463 \text{ kr. pr. DE pr. år} \times 0,62 + 2.232 \text{ kr. pr. DE pr. år} \times 0,38 = 1.755 \text{ kr. pr. DE pr. år}$$

Pelsdyr: For alle pelsdyrbesætninger sættes værdien af produceret husdyrgødning til værdien for årstæver af mink; dvs. 1.473 kr./DE/år.

Heste og får: Værdien af produceret husdyrgødning for heste og får antages at være lig værdien for kvæg, da der ikke er væsentlig forskel i sammensætningen af næringsstoffer i husdyrgødningen sammenlignet med malkekvæg i opdrætning; dvs. 1.254 kr./DE/år.

Øvrige dyr – økologi: Værdien af produceret husdyrgødning i denne kategori sættes til det vægtede gennemsnit af økologiske slagtesvin og slagtekyllinger⁹:

$$1.265 \text{ kr. pr. DE pr. år} \times 0,86 + 1.648 \text{ kr. pr. DE pr. år} \times 0,14 = 1.319 \text{ kr. pr. DE pr. år}$$

Harmonikrav

Alle bedrifter undtaget kvægbedrifter: 1,4 DE/ha/år

Kvægbedrifter, generelt: 1,7 DE/ha/år (gælder kun for gødning fra kvæg)

Kvægbedrifter, specielt: 2,3 DE/ha/år hvis mindst 2/3 af husdyrhold er kvæg samt overholdelse af betingelser vedr. afgrødesammensætning

Økologiske kvægbedrifter: 1,7 DE/ha/år

Kilde: Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri: Vejledning om gødsknings- og harmoniregler, Planperioden 1. august 2012 til 31. juli 2013.

Kommentarer:

For bedrifter *uden* kvæg sættes husdyrgødning til fuld værdi for antal DE til og med 1,4 DE/ha. For DE over 1,4 pr. ha sættes værdien til nul; værdien forbliver altså på værdien for 1,4 DE/ha.

For bedrifter *med* kvæg sættes husdyrgødning til fuld værdi for antal DE til og med 2,3 DE/ha. For DE over 2,3 pr. ha sættes værdien til nul; værdien forbliver altså på værdien for 2,3 DE/ha.

For økologiske bedrifter *med* kvæg sættes husdyrgødning til fuld værdi for antal DE til og med 1,7 DE/ha. For DE over 1,7 pr. ha sættes værdien til 0; værdien forbliver altså på værdien for 1,7 DE/ha.

	Slagtekyllinger	Høns	I alt
Kyllingeproduktion/hønsbestand	100.231.000	3.957.673	-
Gødningsværdi, kr. pr. enhed	1,463	22,32	-
Gødningsværdi i alt (mio. kr.)	146,6	88,3	234,9
Andel af gødningsværdi, %	62	38	100

⁹ Fordelingen af husdyrgødningsproduktionen af økologiske "øvrige dyr"

	Slagtesvin	Slagtekyllinger	I alt
Antal i 2011	171.229	1.337.031	-
Antal DE	4.765	608	-
Gødningsværdi, kr. pr. DE	1.265	1.648	-
Gødningsværdi i alt (mio. kr.)	6,03	1,00	7,03
Andel af gødningsværdi, %	86	14	100

For husdyrbedrifter med overskydende husdyrgødning sendes dette ofte videre til planteavlsbedrifter, der kan anvende det som substitut for handelsgødning. Prisen for denne gødning varierer og er endda ofte negativ, da husdyravleren betaler for at komme af med det.

Værdien af den tilførte husdyrgødning hos planteavlere minus økologer sættes til gennemsnittet af husdyrgødningsværdien for kvæg og svin:

$$\frac{(1.254 + 1.265) \text{ kr. pr. DE pr. år}}{2} = 1.260 \text{ kr. pr. DE pr. år}$$

Indtil DE/ha op til 1,4 sættes denne til fuld værdi. Ved DE/ha over 1,4 fastholdes værdien for 1,4 DE/ha.

Omkostninger til **gødningsspredning pr. kg kvælstof (N)** fratrækkes jordrenten for arealerne, der har fået tildelt husdyrgødning og altså opnået en økonomisk gevinst som beskrevet ovenfor. Omkostningerne ved at udbringe denne husdyrgødning skal inkorporeres for at give et fyldestgørende billede af jordrenten. Omkostningerne ved gødningsspredning er beregnet for de repræsentative afgrøder Vinterhvede 1. års og Majs til helsæd i 2013 ud fra Videncentret for Landbrugs Budgetkalkuler. Jordbundstypen har kun begrænset påvirkning af beregninger for Majs til helsæd og slet ingen for Vinterhvede. Nedenfor vises et regneeksempel for Majs til helsæd på JB-nr. 1-3.

Uden husdyrgødning anvendes handelsgødning med 149 kg N

Med husdyrgødningen anvendes handelsgødning med 30 kg N samt 32 ton husdyrgødning. De 32 ton husdyrgødning indeholder altså samme mængde N som forskellen i anvendt handelsgødning. Dog er udnyttelsesgraden af husdyrgødning mindre end 100 %; henholdsvis 70 % for kvæggødning og 75 % for svinegødning, hvorfor de 32 ton faktisk indeholder mere kvælstof end forskellen på 119 kg. Et gennemsnit for kvæg og svin giver 164,33 kg N, som vi anvender i modellen, da vi ikke kan skelne mellem forskellige typer af husdyrgødning udbragt pr. areal. Dette angiver altså:

$$\frac{164,33 \text{ kg N}}{32 \text{ t}} = 5,14 \text{ kg N/ton}$$

Af budgetkalkulerne ses en omkostning til husdyrgødningsspredning på 22 kr. /ton. Dette giver altså en omkostning på:

$$\frac{22 \text{ kr./t}}{5,14 \text{ kg N/t}} = 4,3 \text{ kr. pr. kg N}$$

Da vores data angiver udbragt mængde husdyrgødning i dyreenheder pr. hektar omregnes omkostningen til dyreenheder (DE), der er defineret som 100 kg N i husdyrgødningen. Derfor bliver omkostningen pr. udbragt dyreenhed 433 kr.

Et gennemsnit for vinterhvede og majs på de forskellige jordbundstyper giver en omkostning på **482 kr./DE**. I modellen får jordrenten for hvert areal altså fratrukket omkostningen til husdyrgødningsspredning, der er 482 kr./DE gange antal DE/ha.

Beskæftigelse er for planteavlen medtaget i modellen, og arbejdsindsats pr. hektar i timer tilknyttes de forskellige afgrødetyper. Nedenfor ses en oversigt.

Beskæftigelse pr. ha, timer	
Korn	16
Raps/ærter	15,9
Hestebønner	15,9

Frø	16,4
Kartofler	53,2
Sukkerroer	35,6
Græs	16,6
Majs	16,6
Byghelsæd	16,6
Grøntsager	204,6
Pil/poppel	16,4

Kilde: Beskæftigelsestal er hentet fra IFRO's landbrugsspecifikke input-output tabel for 2008; udarbejdelsen er tidligere dokumenteret i Jacobsen, L.B. (1996): "En landbrugsspecifik input-output tabel for dansk økonomi", Fødevareøkonomisk Institut.

Værdien for "Korn" er et gennemsnit over hvede, byg, rug og havre og anvendes for alle kornsorter.

Værdien for "Hestebønner" fremgår ikke af tilgængelige data og sættes lig værdien for "Raps/Ærter", da dyrkningsformen antages at være tilsvarende.

Værdien for "Byghelsæd" sættes som en grovfoderafgrøde til samme værdi for de to øvrige grovfoderafgrøder "Græs" og "Majs".

Værdien for "Grøntsager" er taget fra Danmark Statistik, Økonomien i Landbrugets Produktionsgrene 2011.

Værdien for "Pil/poppel" antager samme værdi som "Frø". Ifølge Videncentret for Landbrug: Budgetkalkule for Energipil - direkte flisning, 2012 angives summen af maskin- og arbejdsomkostninger til 3.603 kr. pr. ha pr. år. Denne værdi ligger i budgetkalkulerne tættest på maskin- og arbejdsomkostninger for "Alm. Rajgræs til frø", hvorfor arbejdsindsatsen antages at ligne dennes.

Et årsværk angiver 1665 timer som anført i Danmark Statistik, Økonomien i Landbrugets Produktionsgrene 2011, der bygger på heltidsbedrifter.

Beskæftigelsestal for husdyrbrug angives generelt i arbejdsindsats per årsværk eller lignende, hvilket med de aggregerede bedriftstyper i data ikke er muligt at sammenstille. Derfor figurerer beskæftigelsestal for husdyrbrug ikke i modellen. Disse kan estimeres i separat model efterfølgende.

Kapitalomkostninger for bedrifterne udgør en væsentlig del af udgifterne og kan have stor betydning for den samlede jordrente. Kapitalomkostninger indeholder jf. Økonomien i Landbrugets Produktionsgrene 2009-11:

Rentebelastning, beholdning og besætning

Arbejdsindsats

Vedligeholdelse, inventar

Afskrivning, inventar

Rentebelastning, inventar

Energiafgift (for 2009 er denne sammensat med ejendomsskat; dog af mindre betydning)

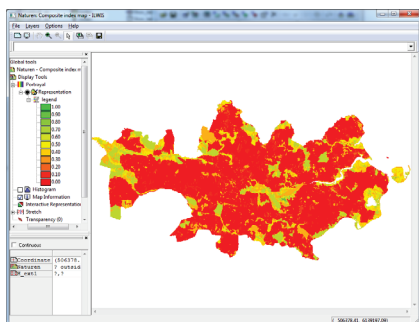
Vedligehold og afskrivning, bygninger

Rentebelastning, bygninger

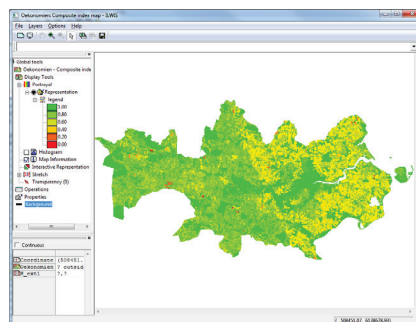
For planteavlere er omkostninger forbundet med de ovenstående inkluderet i udgiften til maskinstation. Derfor er kapitalomkostninger ikke beregnet for disse, da de allerede figurerer i modellens jordrenteberregning. Kapitalomkostninger for husdyrbedrifterne burde trækkes fra jordrenten i modellen, da det er en omkostning. Det er dog ikke med de tilgængelige aggregeringer af bedriftstyper- og størrelser muligt at omsætte kapitalomkostninger f.eks. pr. årsdyr til modellens enheder.

Bilag 2. Respektive kort fra flerkriteriemodellen

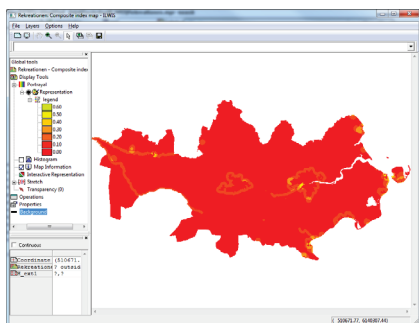
Natur



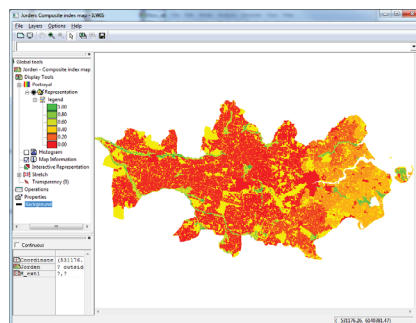
Økonomi



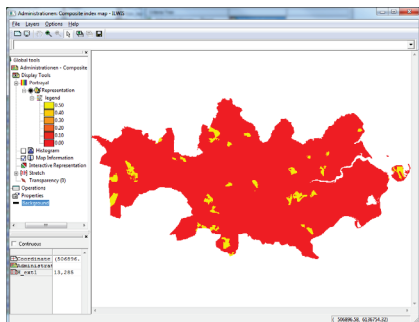
Recreation



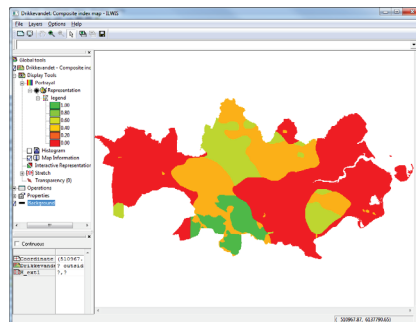
Jord



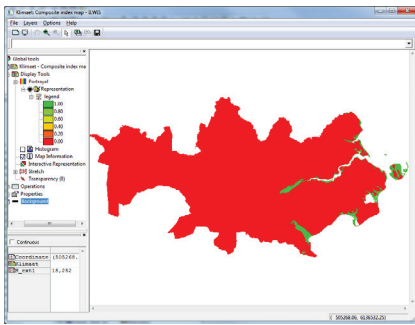
Administration



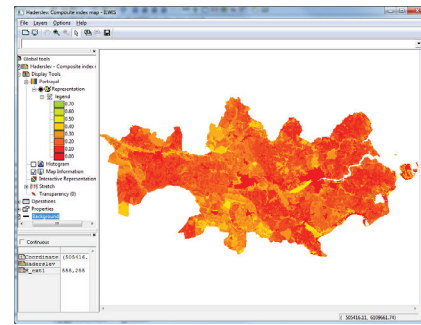
Drikkevand



Klima

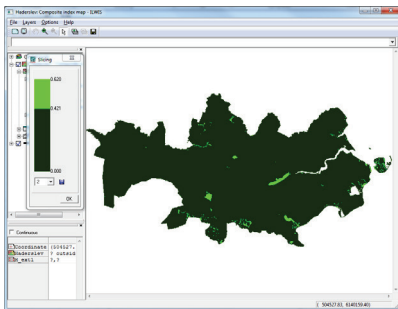


Haderslev

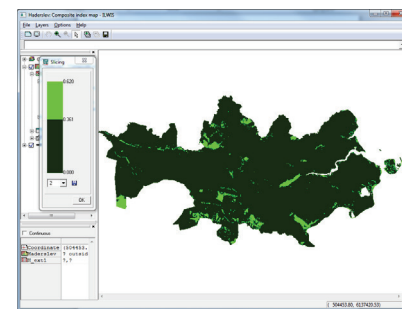


Bilag 3. Udtagning af Haderslev Kommunes areal til naturformål.

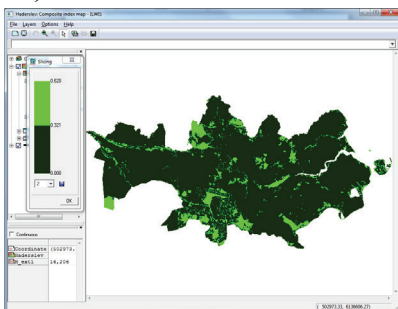
1,4 %



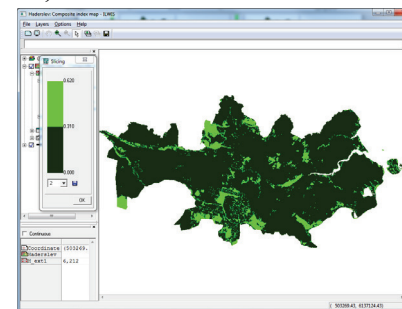
4,9 %



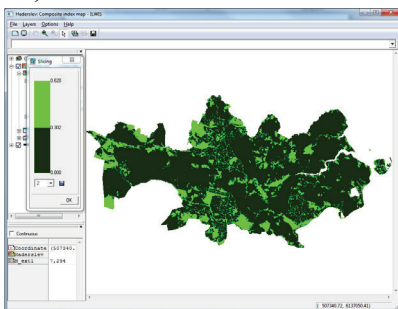
10,5 %



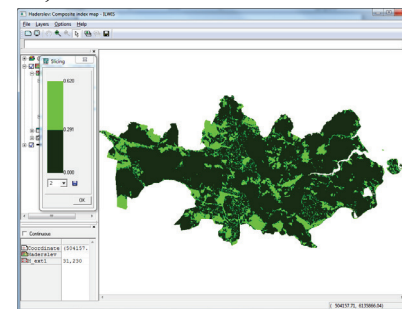
11,0 %



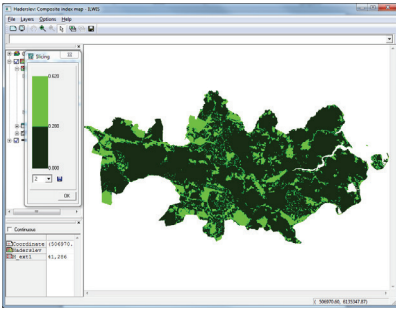
18,4 %



19,3 %



21,9 %



24,3 %

