

# Ekologiska kompensationspooler i jordbrukslandskapet

Slutrapport

---

Katarina Elofsson, Tomas Pärt,  
Abenezer Z. Aklilu och Matthew Hiron

RAPPORT 6993 | SEPTEMBER 2021



# Ekologiska kompensationspooler i jordbrukslandskapet

Slutrapport

av Katarina Elofsson, Tomas Pärt,  
Abenezer Z. Aklilu och Matthew Hiron

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

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

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6993-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslag: Kvismaren. Foto: Ineta Kačergytė



# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet Ekologiska kompensationspooler i jordbrukslandskapet ECOPAL, ett av sju projekt som genomförts inom forskningsområdet Ekologisk kompensation.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som ökar kunskapen om ekologisk kompensation. Genom ökad kunskap kan ekologisk kompensation utvecklas till ett effektivt styrmedel som i förlängningen kan bidra till att miljökvalitetsmålen som rör biologisk mångfald och ekosystemtjänster uppnås.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Katarina Elofsson, Södertörns högskola, Matthew Hiron, SLU, Tomas Pärt, SLU Abenezer Z. Aklilu, Södertörns högskola.

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm september 2021

Maria Ohlman  
Chef Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Förord</b>	3
<b>Sammanfattning</b>	5
<b>Summary</b>	8
<b>1. Inledning</b>	11
1.1 Syfte	11
1.2 Utgångspunkter för projektet	12
1.3 Projektets organisation	14
1.4 Disposition	14
<b>2. Att mäta och jämföra biodiversitet</b>	15
2.1 Fågelobservationer som mått på våtmarkers habitatskvalitet	16
2.2 Naturlig variation och mätosäkerhet	17
2.3 Nuvarande och potentiella framtida våtmarksarealer	17
2.4 Samband mellan det valda måttet på biodiversitet och miljömålen	18
2.5 Diskussion	18
<b>3. Ekologisk kompensation under osäkerhet: kostnadseffektivitet och måluppfyllelse</b>	20
3.1 Kunskapsläget rörande ekonomiska analyser av ekologisk kompensation	20
3.2 Syfte	21
3.3 En stokastisk modell för ekologisk kompensation	22
3.4 Resultat	27
3.5 Diskussion	32
<b>4. Kompensationspoolers roll och utformning</b>	34
4.1 Kunskapsläget	34
4.2 Kompensationspooler och marknadsmakt: betydelsen av ekologisk och ekonomisk osäkerhet	37
4.3 Diskussion	42
<b>5. Ekonomiska och sociala incitament för markägares miljöinvesteringar i våtmarker</b>	43
5.1 Kunskapsläget	43
5.2 Metod	44
5.3 Resultat	47
5.4 Diskussion	49
<b>6. Slutsatser och förslag</b>	50
<b>7. Tack</b>	53
<b>8. Publikationer och manuskript</b>	54
<b>Källförteckning</b>	55
<b>Appendix</b>	60

# Sammanfattning

Syftet med detta projekt är att undersöka hur man kan utforma en ekonomiskt och miljömässigt effektiv politik för ekologisk kompensation i det svenska jordbrukslandskapet, och hur man kan införa ekologiska kompensationspooler som bidrar till denna politik. Projektet är därmed inriktat på utformning av ekologisk kompensation i större skala i Sverige. En central fråga är hur en sådan politik kan utformas så att den övergripande nivån av biologisk mångfald bibehålls, samtidigt som man hushållar med samhällets resurser för detta ändamål och därmed bidrar till att det finns resurser kvar att använda även för andra samhällsmål.

Projektet består av tre komponenter. För det första används data över fåglars artrikedom, kopplat till våtmarker i jordbrukslandskapet, för att analysera osäkerhet och spatial variation i biologisk mångfald. Dessa beräkningar utgör en grund för att bestämma storleken på den ekologiska kompensation som krävs för att säkerställa en bibehållen total biologisk mångfald. För det andra undersöks en effektiv utformning av styrmedel och ekologiska kompensationspooler, med fokus på hanteringen av ekologisk och ekonomisk risk. Denna analys är av betydelse för att säkerställa den ekologiska effekten av kompensationssystemet, samtidigt som man strävar att hushålla med samhällets ekonomiska resurser. För det tredje undersöks markägares drivkrafter för att ansluta sig till frivilliga styrmedel för restaurering och anläggning av våtmarker. Dessa drivkrafter är viktiga att beakta om man önskar uppnå en mer storskalig tillämpning av ekologisk kompensation i Sverige.

Vi använde oss av Artportalens data över frivilligt rapporterade observationer av fåglar för att få ett mått på vilka arter som setts i respektive våtmark. Utifrån dessa fågelobservationer, och kartor över de aktuella våtmarkerna, identifierades 60 våtmarker spridda över landet, för vilka våtmarksarealen kunde bedömas med god säkerhet. För dessa beräknades tre olika biodiversitetsmått per våtmark: (i) artrikedom, (ii) populationsstorleksvägd artrikedom samt (iii) artrikedom för rödlistade arter. Samtliga baserades på förekomst av häckande fågelarter.

Dessa data användes i en ekonomisk kostnadseffektivitetsmodell med så kallade riskrestriktioner för att jämföra kostnadseffektiva nationella och regionala system för ekologisk kompensation för våtmarkshabitat i jordbrukslandskapet, när habitatskvaliteten är variabel och därför osäker. Osäkerhet om kvaliteten på våtmarkshabitat kan bero på både naturlig variation och mätproblem. Vi undersöker om sådan osäkerhet är ett motiv för att kompensationsåtgärder endast ska utföras i närheten av den exploaterade platsen, eller om det motsatta gäller. Modellen kan även användas för att beräkna ”trading ratios” mellan olika typer av åtgärder i olika delar av landet. Analysen visar att samband mellan habitatskvalitet sträcker sig långt bortom närområdet, vilket kan vara viktigt att beakta när man planerar för kompensation. Resultaten visar att begränsning av kompensation till regional nivå leder till ökade kostnader, eftersom möjligheterna minskar att förlägga kompensationsprojekt till platser där den ekologiska effekten per spenderad krona är som störst. Om man ställer krav på att osäkrare åtgärder ska värderas lägre än säkrare så blir kostnadsökningen för regionala begränsningar ännu högre. Regional begränsning innebär att samband i habitatskvalitet mellan regioner ignoreras, vilket kan tänkas leda till att man inte når målet om No Net Loss på nationell nivå. I vårt

empiriska fall med fåglars artrikedom på våtmarker blir effekten den motsatta, en regionalt begränsad kompensation leder till att man överträffar det nationella målet om No Net Loss när de regionala målen nås. Detta visar på betydelsen av att använda bra empiriska ekologiska och ekonomiska data som underlag för politiska beslut om huruvida ekologisk kompensation ska ske nationellt eller regionalt.

Vi har vidare undersökt kompensationspoolers möjliga roll på en marknad för ekologisk kompensation. Litteraturen visar att kompensationspooler som har specialiserad kompetens och goda nätverk kan sänka transaktionskostnaderna på marknaden. Det har även uttryckts förhoppningar om att de kan ta över ekologisk och ekonomisk risk från markägare, exploatörer och myndigheter genom att köpa upp ”omogna” offsets och sedan sälja dessa som ”mogna” offsets när effekten av vidtagna åtgärder på habitatskvaliteten kommit att realiseras. Vi har därför gjort en modellbaserad analys av hur ekonomiska och ekologiska utfall påverkas av kompensationspoolers marknadsmakt, vilket är kopplat till om det finns många pooler som konkurrerar med varandra eller om det bara finns någon enstaka. Analysen visar att om utvecklingen av habitatskvaliteten är osäker, medför många pooler högre ersättning till markägare, och lägre priser för exploatörer, men också större risk för att kompensationspooler går med förlust. Om det istället bara finns en enda kompensationspool som handlar med ett specifikt habitat i en region så kommer denna pool att kunna göra betydligt bättre vinst, vilket är en fördel genom att det ökar stabiliteten och långsiktigheten i verksamheten. Detta medför emellertid också nackdelar: ersättningen till markägare blir lägre och priset för exploatörer blir högre, vilket sammantaget leder till att antalet kompensationer som genomförs blir färre. En reflektion är att högre priser på kompensationsåtgärder inte nödvändigtvis medför att exploateringen av habitat minskar i omfattning, det skulle också kunna vara så att krav på kompensation ställs mer sällan eftersom kompensationskostnaden kan uppfattas som alltför hög i relation till de ekologiska fördelar som kan uppnås.

I projektet har vi också undersökt vilka faktorer som påverkar markägares vilja att ansluta sig till landsbygdsprogrammets stöd för miljöinvesteringar för våtmarker och småvatten, och i det sammanhanget särskilt intresserat oss för betydelsen av rumsliga spridningsprocesser kopplade till sociala interaktioner mellan olika markägare, sociala interaktioner mellan markägare och andra intressenter, och variationer i de naturgivna förutsättningarna. Analysen utfördes med hjälp av data över upptaget av detta miljöstöd från 2001 till 2018 i Sverige. Resultatet visar att det både finns en samtida positiv korrelation, och en tidsfördröjd positiv korrelation i upptaget av åtgärden mellan närbelägna kommuner. Det indikerar att det inte bara rör sig om likartade naturförhållanden i grannkommuner, utan också om en social påverkan mellan lantbrukare. Vidare undersökte vi om kommuner som gränsar till Götalands södra slättbygder har haft ett högre upptag än andra kommuner som inte heller ligger inom Götalands södra slättbygder. Detta motiveras av att lantbrukare i Götalands slättbygder hade möjlighet att få ett högre stöd än andra lantbrukare fram till 2006, varefter den högre stödnivån gjordes generellt tillgänglig i hela landet. Denna analys har större möjlighet att isolera den spatialspridningseffekt som beror på just interaktion mellan markägares beslut. Resultatet visar att lantbrukare i de kommuner som gränsar mot Götalands södra slättbygder från och med 2007 anlagt och restaurerat 17 % större våtmarksareal, och 16 % fler markägare har anslutit sig till stödformen. Det är därför tänkbart att lokala ansträngningar att öka upptaget av våtmarksinvesteringar kan resultera i positiva

sidoeffekter på angränsande områden via lantbrukares sociala nätverk. Utöver denna effekt påverkas upptaget positivt av samtida förekomst av miljöstöd för minskat kväveläckage och en hög andel betesmarker, medan förekomst av jaktkort och därmed jägare, antal medlemmar i Naturskyddsföreningen, och skördenivåer inte har någon signifikant effekt.

Om krav på ekologisk kompensation ska ställas i högre utsträckning i Sverige behöver formerna för kompensationen blir tydliga. Baserat på resultaten från detta projekt rekommenderar vi att man från Naturvårdsverket klargör vilka geografiska begränsningar som ska gälla vid kompensation, där en snävare begränsning kan medföra svårigheter att få ett kompensationsystem att fungera. Det torde också vara ett ansvar för Naturvårdsverket att utveckla riktlinjer för ”trading ratios” som ska tillämpas, detta för att man ska kunna säkerställa att nationella miljömål kan uppnås. Konkurrens mellan kompensationspooler har fördelar, men det är också nödvändigt att sådan verksamhet har en god kvalitet. En eventuell försöksverksamhet kan därför eftersträva att ha flera pooler involverade. Vidare bör en eventuell försöksverksamhet beakta att både ersättningsnivåer till markägare och sociala interaktioner mellan markägare har betydelse för upptaget av åtgärder. Det är därför tänkbart att det är fördelaktigt att staten eller regionala/lokala myndigheter i ett initialt skede ekonomiskt stöttar markägares och pooler som önskar delta, samt möjligheterna att kommunicera resultaten utanför försöksområdet.



# Summary

The purpose of this project is to investigate how to design an economically and environmentally effective policy for ecological compensation in the Swedish agricultural landscape, and how to introduce ecological compensation pools that contribute to this policy. The project is thus focused on the design of ecological compensation on a larger scale in Sweden. A key question is how such a policy can be designed so that the overall level of biodiversity is maintained, while at the same time saving on society's resources for this purpose such that there are resources left to use for other societal goals as well.

The project consists of three components. First, data on bird species richness, linked to wetlands in the agricultural landscape, are used to analyze uncertainty and spatial variation in biodiversity. These calculations form the basis for determining the amount of ecological compensation required to ensure the maintenance of total biological diversity. Secondly, an effective design of policy instruments and ecological compensation pools is examined, with a focus on the management of ecological and economic risk. This analysis is important for ensuring the ecological effect of the compensation system, while striving to manage society's financial resources. Thirdly, the driving forces of landowners to adopt voluntary instruments for the restoration and construction of wetlands are examined. These driving forces are important to consider if one wishes to achieve a more large-scale application of ecological compensation in Sweden.

We used the Species Portal's data on voluntarily reported observations of birds to obtain a measure of which species have been seen in each wetland. Based on these bird observations, and maps of the wetlands in question, 60 wetlands spread across the country were identified, for which the wetland area could be assessed with good certainty. For these, three different biodiversity measures per wetland were calculated: (i) species richness, (ii) population-weighted species richness and (iii) species richness for red-listed species. All were based on the presence of nesting bird species.

These data were used in an economic cost-effectiveness model with so-called chance constraints to compare cost-effective national and regional ecological compensation systems for wetland habitats in the agricultural landscape, when habitat quality is variable and therefore uncertain. Uncertainty about the quality of wetland habitat can be due to both natural variation and measurement problems. We investigate whether such uncertainty is a reason for compensatory measures to be carried out only in the vicinity of the exploited site, or if the opposite applies. The model can also be used to calculate "trading ratios" between different types of measures in different parts of the country. The analysis shows that the relationship between habitat quality extends far beyond the immediate area, which may be important to consider when planning for compensation. Results show that limiting compensation to the regional level leads to increased costs, as the possibilities of locating compensation projects in places where the ecological effect per krona spent is greatest are reduced. If demands are made that more uncertain measures are valued lower than more certain measures, the cost increase for regional restrictions will be even higher. Regional restriction means that connections in habitat

quality between regions are ignored, which may lead to the goal of No Net Loss not being reached at national level. In our empirical case of bird species richness on wetlands, the effect is the opposite, a regionally limited compensation leads to exceeding the national target of No Net Loss when the regional targets are reached. This shows the importance of using good empirical ecological and economic data as a basis for political decisions on whether ecological compensation should take place nationally or regionally.

We have also investigated the possible role of compensation pools in a market for ecological compensation. The literature shows that compensation pools that have specialized expertise and good networks can reduce transaction costs in the market. Hopes have also been expressed that they can take over ecological and economic risk from landowners, developers and authorities by buying "immature" offsets and then selling them as "mature" offsets when the effect of measures on habitat quality has been realized. We have therefore made a model-based analysis of how economic and ecological outcomes are affected by the market power of compensation pools, which is linked to whether there are many pools that compete with each other or if there are only a few. The analysis shows that if the development of habitat quality is uncertain, a situation with many compensation pools entails higher compensation to landowners, and lower prices for developers, but also a greater risk that compensation pools will be at a loss. If instead there is only one compensation pool that deals with a specific habitat in a region, this pool will be able to make significantly better profits, which is an advantage by increasing the stability and long-term viability of the business. However, this also entails disadvantages: the compensation to landowners will be lower and the price for developers will be higher, which together leads to a reduction in the number of compensations that are implemented. One reflection is that such higher prices for compensatory measures do not necessarily mean that the exploitation of habitat decreases in total, it could also be that claims for compensation are made less often because the compensation cost can be perceived as too high in relation to the ecological benefits that can be achieved.

In the project, we also investigated the factors that influence landowners' willingness to join the rural program's support for environmental investments for wetlands and small waters, and in this context we were particularly interested in the importance of spatial dispersal processes linked to social interactions between different landowners, social interactions between landowners and other stakeholders, and variations in the natural conditions. The analysis was performed using data on the uptake of this environmental support from 2001 to 2018 in Sweden. The results show that there is both a contemporary positive correlation, and a time-delayed positive correlation in the uptake of the measure between nearby municipalities. This indicates that it is not just a matter of similar natural conditions in neighboring municipalities, but also of a social impact between farmers. We also investigated whether municipalities bordering the southern plains of Götaland have had a higher uptake than other municipalities that are also not within the southern plains of Götaland. This is justified by the fact that farmers in the southern plains of Götaland had the opportunity to receive higher support than other farmers until 2006, after which the higher level of support was generally made available throughout the country. This analysis allows us to isolate the spatial dispersal effect that is due to precisely the interaction between landowners'

decisions. The results show that farmers in the municipalities bordering the southern plains of Götaland have, since 2007, created and restored 17% more wetland area, and 16% more landowners have joined the form of support. It is therefore conceivable that local efforts to increase the uptake of wetland investments could result in positive side effects in adjacent areas via farmers' social networks. In addition to this effect, uptake is positively affected by the simultaneous presence of environmental support for reduced nitrogen leakage and a high proportion of pastures, while the presence of hunting licenses and thus hunters, number of members of the Nature Conservation Association, and harvest levels do not have a significant effect.

If requirements for ecological compensation are to be set to a greater extent in Sweden, the forms of compensation need to be clear. Based on the results from this project, we recommend that the Swedish Environmental Protection Agency clarifies which geographical restrictions should apply to compensation, where a narrower restriction can lead to difficulties in making a compensation system work. It should also be a responsibility for the Swedish Environmental Protection Agency to develop guidelines for "trading ratios" that are to be applied, in order to ensure that national environmental goals can be achieved. Competition between compensation pools has advantages, but it is also necessary that their activities are of good quality. A possible experimental activity may therefore strive to have several pools involved. Furthermore, a possible experimental activity should take into account that both levels of compensation to landowners and social interactions between landowners are important for the inclusion of measures. It is therefore conceivable that it is advantageous for the state or regional/local government at an initial stage to financially support landowners and pools that wish to participate, as well as the opportunities to communicate the results outside the experimental area.

# 1. Inledning

Förlust av habitat till följd av förändringar i markanvändningen är en viktig orsak till förlust av biologisk mångfald (Millennium Ecosystem Assessment 2005). För att motverka denna trend har beslutsfattare i många länder infört krav på kompensation för de negativa ekologiska effekterna av projekt som medför markexploatering (Wissel och Wätzold, 2010; Briggs m.fl., 2009). I europeiska sammanhang genomförs kompensationsprojekt vanligtvis separat för varje ekonomiskt utvecklingsprojekt. Detta innebär små och fragmenterade kompensationsprojekt som ofta inte riktar sig mot de ekologiskt mest värdefulla platserna, habitaterna och arterna. I de flesta fall är övervakningen av de ekologiska effekterna mycket begränsad i både tid och omfattning, vilket innebär att uppföljningen är otillräcklig (Wissel och Wätzold, 2010; MOE, 2017). Regelverken för ekologisk kompensation, liksom annan EU-politik för att främja biologisk mångfald som landsbygdsprogrammen, habitatsdirektivet och Natura 2000, kritiserar ofta för höga kostnader i kombination med osäkert och otillräckligt ekologiskt resultat (Briggs m.fl. 2009; Wätzold och Schwerdtner, 2005). Exploatörer står samtidigt inför en betydande ekonomisk risk när de måste kompensera för olika utvecklingsprojekt på grund av stora och osäkra kostnader för att söka efter och förhandla om kompensation från fall till fall. I USA har politiska beslutsfattare och privata företag svarat på liknande situationer genom att utveckla en politik som använder sig av marknadsliknande incitament för att bevara och upprätthålla biologisk mångfald och sammanhängande habitat, genom bland annat våtmarksbanker och artbevarandebanker (Boisvert, 2015).

## 1.1 Syfte

Syftet med detta projekt är att undersöka hur man kan utforma en ekonomiskt och miljömässigt effektiv politik för ekologisk kompensation i det svenska jordbrukslandskapet, och att föreslå hur man kan införa ekologiska kompensationspooler som bidrar till att säkerställa bevarandet av biologisk mångfald. Projektet är därmed inriktat på utformning av ekologisk kompensation i större skala i Sverige. En central fråga är hur en sådan politik kan utformas så att den övergripande nivån av biologisk mångfald bibehålls, samtidigt som man hushållar med samhällets resurser för detta ändamål och därmed bidrar till att det finns resurser kvar att använda även för andra samhällsmål.

Projektet består av tre komponenter som bidrar till detta syfte. För det första används de senaste och mest relevanta sammanställningarna av data över biologisk mångfald, mätt i termer av fåglars artrikedom och kopplat till våtmarker i jordbrukslandskapet. Med hjälp av dessa data analyseras osäkerhet och rumslig variation i biologisk mångfald. Dessa beräkningar utgör en grund för att bestämma storleken på den ekologiska kompensation som krävs för att säkerställa en bibehållen biologisk mångfald, givet den politiska beslutsfattarens val av säkerhetsnivå för måluppfyllelse. För det andra undersöks en effektiv utformning av styrmedel och ekologiska kompensationspooler, med fokus på hanteringen av ekologisk och ekonomisk risk. Denna analys av styrmedel och institutioner är av betydelse för att säkerställa den ekologiska effekten av kompensationsystemet, samtidigt som man

strävar att hushålla med ekonomiska resurser. För det tredje undersöks markägares drivkrafter för att ansluta sig till styrmedel för restaurering och anläggning av våtmarker. Dessa drivkrafter är viktiga att beakta om man överväger att successivt introducera ekologisk kompensation i Sverige, där man under processen kan uppnå god miljömässig effekt, och samtidigt kan dra nytta av de erfarenheter man gör.

I den ursprungliga ansökan aviserades även att projektet avsåg att analysera ekologisk kompensation på betesmarker. Detta har inte varit möjligt att fullfölja inom ramen för projektet, framförallt på grund av att det kräver omfattande bearbetning av ytterligare ekologiska data (se Berg m.fl. 2019) och en annan typ av ekonomisk modell som inkluderar att växtarter ej är lika mobila som fåglar.

## 1.2 Utgångspunkter för projektet

Arbetet i detta projekt har haft ett antal utgångspunkter vad gäller miljömål, intresseavvägningen mellan miljö, exploatering, och rekreation, och beteendebegreppen, som har betydelse för både analys och resultaten. Vad det gäller miljömål, utgår vi från begreppet om No Net Loss, dvs. ingen nettoförlust, vilket betyder att de negativa konsekvenserna för biologisk mångfald av exploateringsprojekt, i form av exempelvis anläggning av vågar eller bostadsområden, ska uppvägas av åtgärder som vidtas för att kompensera denna effekt. Vidare utgår vi från att kompensationsåtgärden kan vidtas antingen på samma plats eller på en annan plats än den där själva exploateringen genomförs. För att en tillämpning av ekologisk kompensation i större skala ska vara möjlig, kan det komma att krävas att en betydande del av kompensationen sker på annan plats än den där exploateringen äger rum.

Begreppet No Net Loss indikerar att det finns en total och mätbar biologisk mångfald, vilken ska bevaras. Politiker skall då vidta åtgärder som säkerställer att denna totala biologiska mångfald ska bevaras. Detta väcker frågan om inom vilket geografiskt område den biologiska mångfalden ska bevaras. Det är exempelvis svårt att se detta mål som ett som ska gälla för den globala biologiska mångfalden, eftersom det då inte skulle spela någon roll att denna mångfald koncentreras till ett litet hörn av världen. Det är också svårt att se detta mål som ett mål som ska tillämpas för varje enskilt markstycke på vilket det finns ekologiska värden, eftersom detta skulle omöjliggöra all form av exploatering av mark för exempelvis byggande av bostäder och infrastruktur. Det svenska miljökvalitetsmålet "Ett rikt växt- och djurliv" ger begränsad vägledning för att förstå hur regeringen och Naturvårdsverket ser på den geografiska spridningen av den biologiska mångfalden och åtgärder för att bevara och stärka densamma, eftersom inga kriterier för den geografiska spridningen anges. I preciseringarna av målet talar man i första hand om bevarande av arter och habitat på nationell nivå, men nämner också specifikt tätortsnära natur som en naturtyp vilken är av särskilt värde genom den betydelse den har även för bland annat friluftslivet. Detta projekt utgår från att målen för biologisk mångfald kan gälla för antingen den nationella eller den regionala nivån. Ett viktigt skäl för att överväga den geografiska utsträckningen av målet är att marknadsliknande former för ekologisk kompensation fungerar bättre med fler aktörer som tillsammans skapar en marknad. Ju större areal som faller under målet, desto fler aktörer kan agera inom samma system för kompensation. Vi undersöker därför hur förutsättningar för ekologisk kompensation under marknadsliknande former skiljer sig beroende på om man tillåter att kompensation

genomförs var som helst inom landets gränser, eller om kompensationen måste ske inom samma region som det aktuella exploateringsprojektet. I det senare fallet innebär detta att principen om No Net Loss tillämpas på regional nivå. Frågan om den tätortsnära naturen behandlas inte i detta projekt. Detta motiveras av att beslut om att kräva ekologisk kompensation i Sverige vanligtvis är kopplad till kommunala plan- och byggbeslut. Det förefaller rimligt att kommunerna i dessa plan- och byggbeslut bör väga in den effekt som dessa beslut får på rekreativiteterna inom kommunens gränser. Däremot är det mindre sannolikt att dessa beslut väger in effekten på biologisk mångfald utanför kommungränsen, och det är sannolikt inte ens möjligt att göra detta eftersom en enskild kommun inte kan vara fullt informerad om hur den biologiska mångfalden utvecklas i andra kommuner i Sverige. Genom att fokusera på de ekologiska värdena och biologisk mångfald följer vi den ansats som helt dominerar i den vetenskapliga litteraturen om ekologisk kompensation som styrmedel. Frågan om naturområdets rekreativiteterna är inte desto mindre betydelsefull, och det finns en omfattande litteratur som behandlar denna, även om den inte fått fäste i den litteratur som analyserar ekologisk kompensation som styrmedel. Det finns därför starka skäl att i framtida forskning närmare undersöka avvägningen mellan rekreativiteterna och biodiversitetens värden för styrmedlets utformning.

Slutligen utgår analysen också från vissa antaganden om politiska beslutsfattare, myndigheters, markägares och exploatörers beteende. Det antas att politiska beslutsfattare önskar bevara den övergripande biologiska mångfalden på nationell eller regional nivå. Eftersom biologisk mångfald är förknippad med både naturlig variation och mätosäkerhet, så kräver ett mål om bevarande också att man tar ställning till hur man hanterar osäkerhet. Här antas att politiska beslutsfattare ogillar osäkerhet om huruvida bevarandemålet för biologisk mångfald nås, och därför kräver att mer åtgärder vidtas för att främja mångfalden om effekten av åtgärderna ifråga är osäker. Vidare antar vi att både markägare och entreprenörer som driver kompensationspooler är vinstdrivande. Detta är en förenkling då både markägare och entreprenörer kan ha ett flertal drivkrafter av olika slag, inklusive drivkrafter av social och ideologisk natur. Inte desto mindre är en välfungerande ekonomi i verksamheten en förutsättning för att denna ska kunna fortsätta att bedrivas på längre sikt. Sådan långsiktighet är också viktig när det gäller åtgärder för bevarande och stärkande av biologisk mångfald, och en förutsättning för ett välfungerande system med ekologisk kompensation. Ett antagande om att dessa aktörer är vinstdrivande, vilket i detta fall betyder att markägarnas utbud av kompensationsåtgärder ökar när den ekonomiska ersättningen ökar, samt att entreprenörer som driver kompensationspooler strävar att maximera sin vinst, förefaller därför rimligt i sammanhanget.

## 1.3 Projektets organisation

Projektet har letts av Katarina Elofsson, professor i naturresurs- och miljöekonomi vid Södertörns högskola. Hon har lett analysen i kapitel 3 och 4 och bidragit till analysen i kapitel 2 och 5. Abenezer Zeleke, postdoc på samma institution, har lett analysen i kapitel 5 och bidragit till den i kapitel 4. Tomas Pärt, professor i landskapsekologi på Sveriges lantbruksuniversitet, har tillsammans med Matthew Hiron, forskare på samma institution, lett arbetet med kapitel 2 och bidragit till analysen i kapitel 3.

Arbetet har bedrivits i dialog med en referensgrupp, i vilket ingått handläggare från Naturvårdsverket, Jordbruksverket, två länsstyrelser, och LRF. Preliminära resultat har presenterats och diskuterats på de gemensamt arrangerade programmötena inom forskningssatsningen, på ett vetenskapligt seminarium på Luleå Tekniska Högskola i januari 2020, på Naturvårdsverkets forskningsdagar 20 april 2020, och på ett webinarium med inbjudna forskare och intressenter som arrangerats inom ramen för det Vinnova-finansierade projektet EcoComp 11 november 2020. Studierna var även accepterade för presentation på internationella vetenskapliga konferenser under 2020, vilka ställdes in till följd av corona-pandemin. Studierna som redovisas i kapitel 3 och 5 kommer under sommaren 2021 presenteras på de europeiska och amerikanska konferenserna för miljöekonomier (EAERE och AERE), dessa hålls båda digitalt.

## 1.4 Disposition

Rapporten är disponerad enligt följande: i kapitel 2 beskrivs hur vi inom projektet arbetat med att mäta och jämföra biologisk mångfald på våtmarker, i kapitel 3 analyseras de ekonomiska och ekologiska effekterna av att tillämpa styrmedel för ekologisk kompensation på nationell eller regionalt avgränsad nivå. I kapitel 4 undersöks för- och nackdelar med låta en enda aktör ta rollen som kompensationspool, jämfört med att öppna upp för konkurrens mellan många aktörer. Eftersom fallen av ekologisk kompensation i Sverige är relativt få, och dessutom olikartade vad gäller habitat, är det svårt att på ett systematiskt sätt analysera markägares vilja att vidta kompensationsåtgärder. Eftersom fokus i projektet är riktat mot åtgärder för att stärka biologisk mångfald i våtmarker i jordbrukslandskapet har vi istället valt att analysera upptaget av investeringsstödet för anläggning och restaurering av våtmarker. Denna analys undersöker vilka styrmedels-, landskaps-, och sociala faktorer som påverkar upptaget av åtgärden, och presenteras i kapitel 5. Kapitel 6 förmedlar slutsatser och förslag.

## 2. Att mäta och jämföra biodiversitet

En förutsättning för ekologisk kompensation är att förlorad biologisk mångfald kan jämföras med förstärkt eller skapad sådan. Det fordrar mätning av biodiversiteten.

Även om debatten om ekologisk kompensation (på engelska även: biodiversity offsetting) varit betydande under de senaste 15 åren så släpar fältstudierna på området efter. En ny sammanställning av alla publicerade fältundersökningar om ekologisk kompensation finner totalt 38 studier, varav de flesta (84 %) berör förlust och kompensation av våtmarker (Josefsson m.fl., 2021). För att mäta huruvida man kan uppnå No Net Loss av biodiversitet eller ekosystemtjänster krävs data på vad som gått förlorat och vad som kan erhållas via kompensationsåtgärder. Josefsson m.fl. (2021) visar att det helt saknas data på vilka värden som gått förlorade i samband med exploateringsprojekt där krav ställts på kompensation, samt att få studier har kvantifierat biodiversitetsvinsterna av kompensationsåtgärderna. Därför saknas idag empiriska data som specifikt kvantifierar förlusten av mångfald i ett infrastrukturprojekt med den som fås via kompensationsåtgärder.

En central fråga för kompensationsprojekt är vilket mått på biologisk mångfald som ska användas. Begreppet biodiversity offsetting antyder att förlust och vinster ska mätas på hela organismsamhället eller ekosystemet (Business and Biodiversity Offsets Programme, 2009). Flera kompensationsprojekt undersöker en specifik art och räknar på antalet individer att kompensera (t.ex. hotade arter; Josefsson m.fl., 2021). Det är rättframt och enkelt eftersom habitatkvalitet kan mätas i antal individer av en specifik art och uppfylla målet är att hålla samma bevarandestatus. Men de flesta kompensationsprojekt försöker finna lösningar på förluster av flera arter samtidigt, t.ex. genom att se på artrikedom (Josefsson m.fl., 2021).

Artrikedom som habitatkvalitetsmått ger dock problem eftersom i detta mått antar alla arter har samma värde. Sålunda skulle en förlust av 10 arter inom ett specifikt område kunna ersättas av 10 nya arter som tillkommit genom kompensationsåtgärder, oavsett vilka arter det handlar om. Verkligheten är mer komplex. Arter värderas olika, både av forskare, politiska beslutsfattare och allmänheten (Hiron m.fl., 2018), vilket exemplifieras av den globalt utbredda användningen av rödlistor, som rankar arter i en skala från att vara utan hot till att hotas av snar utdöd (Rodrigues m.fl., 2006). Mer konkret för svenska sammanhang kan detta exemplifieras med den nationella rödlistan som ArtDatabanken tar fram på uppdrag av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten. Vi har därför valt ut tre olika biodiversitetsmått, vilka beskrivs i det följande. Dessa tre biodiversitetsmått används sedan i kapitel 3 för att jämföra effekten vid olika scenarier för nationell respektive regionalt begränsad ekologisk kompensation.



## 2.1 Fågelobservationer som mått på våtmarkers habitatskvalitet

Odlingslandskapets våtmarker har identifierats som centrala för en stor del av våtmarkernas biologiska mångfald (Pärt, 2020) och främst för våtmarkernas fågelfauna. Dessa våtmarker har ibland blivit restaurerade för att öka fågelmångfalden, men det saknas ofta inventeringar av häckande fågelarter. Vi använde oss därför av Artportalens data över frivilligt rapporterade observationer av fåglar för att få ett mått på vilka arter som setts i respektive våtmark (Pärt, 2020). Frivilligrapporteringen är omfattande<sup>1</sup> men är behäftad med en del systematiska och osystematiska fel som gör data svåra att hantera. Exempelvis reflekterar dessa data delvis var fågelskådare väljer att skåda fågel vilket ger en rumslig obalans i data. Vilka arter som rapporteras varierar också: vanliga arter rapporteras relativt mindre ofta än ovanliga arter, vilket ger en ökad osäkerhet om förekomst och därmed medför ett systematiskt fel. Det är även omöjligt att veta om antalet individer faktiskt räknas, uppskattas eller bara gissas. Det skapar osäkerhet och möjliga systematiska fel i rapporterat antal. Alla tänkbara osäkerheter och systematiska fel i Artportalens frivilligrapporterade data gör att tillförlitligheten kan ifrågasättas. Emellertid har under senare tid flera nya statistiska modeller utvecklats som delvis kan hantera dessa tillkortakommanden. Vi har vidareutvecklat dessa analyspaket för att ytterligare förbättra kvaliteten. I Ruete m.fl. (2017) utvecklade vi en modell som kvantifierade olika fågelarters lokala förekomst (räknad i dagar) under häckningssäsongen och där sannolikheten för upptäckt av en art givet att den fanns på lokalen fanns med i förekomstskattningen. Genom att ställa kravet att en art bör ha funnits i våtmarken minst 20 dagar under häckningstid (där häckningsperioden uppgår till totalt 91 dagar, april-juni) kunde vi få säkra 9-åriga tidserier (2006-2014) på artrikedom av häckande fåglar för 108 våtmarker i det svenska odlingslandskapet. Svårigheter att knyta dessa observationer och skattningar till en specifik, fastställd våtmarks-areal för mycket stora våtmarker (t.ex. större sjöar) gjorde att vi reducerade antalet våtmarker till 60 stycken, för vilka observationerna kunde kopplas till en våtmark av en given storlek. Dessa 60 våtmarker är spridda över hela södra Sverige samt längs norrlandskusten. Utifrån kartor och fågelobservationer uppskattades arealen där huvuddelen av de rapporterade fågelobservationerna var gjorda och observationer gjorda i detta område kopplades till tre olika biodiversitetsmått per våtmark: (i) artrikedom, (ii) populationsstorleksvägd artrikedom samt (iii) artrikedom för rödlistade arter.

Måttet artrikedom anger totalt antal arter av våtmarksfåglar i respektive våtmark (exklusive tättingar; se artlista av ingående arter i Appendix, Tabell A1). Populationsvägd artrikedom baseras på en viktning mot gräsand, som är den vanligaste våtmarksarten (totalt 200 000 par under 2012). Viktningen räknades ut som logaritmen av kvoten mellan gräsandspopulationen och den aktuella artens population enligt populationsuppskattningar 2012 (Ottoson m.fl. 2012). Således blev det viktade värdet av rödspov (beräknad population av 75 par i Sverige):  $\log(200\,000/75 + 1) = 4.43$ . Dessa artspecifika, viktade värden summerades därefter för varje våtmark och år. För att få ett mått på artrikedom för rödlistade arter summerades slutligen antalet arter inom de tre hotkategorierna ”akut hotad, starkt hotad och sårbar” (Artdatabanken 2015).

---

<sup>1</sup>Fram till idag totalt över 80 miljoner observationer.

## 2.2 Naturlig variation och mätosäkerhet

Variationen i de olika måtten på biodiversitet, dvs. de tre artrikedomsmåtten, var stor mellan undersökta våtmarkerna. Till stor del avspeglar denna variation den naturliga variationen mellan våtmarksområden inom en region till följd av skillnader mellan olika typer av våtmarkshabitat. Men naturligtvis finns även en viss mätosäkerhet, även om den reducerats betydligt genom den rigorösa modellansatsen för att uppskatta artrikedom. Vi kunde konstatera att med de valda måtten på biodiversitet får inga våtmarker i Norrland höga värden. Det visar på ett tänkbart problem med användandet av artrikedom som mått på biodiversitet eftersom regionala skillnader i fågelsamhället (dvs. vilka arter som ingår) mellan norra och södra Sverige blir osynliggjort. Detta är en begränsning i den analys som följer, eftersom vi vet att vissa arter har en utpräglad sydlig utbredning medan andra är nordliga (Ottosson m.fl. 2012). Vår bedömning är att det bör fungera väl som en jämförande mått inom varje landsdel, samt även för jämförelser mellan Götaland och Svealand eftersom dessa två sydliga regioner till stor del delar samma fågelsamhälle (Ottosson m.fl., 2012). Osäkerheten kring jämförbarhet ökar när även Norrland inkluderas. Det finns också en mellanårsvariation i data, vilken förklaras av immigration, emigration, överlevnad och reproduktion.

## 2.3 Nuvarande och potentiella framtida våtmarksarealer

Våra data på artrikedom är baserade på frivilliga rapporter i Artportalen. Det är därför osäkert om artlistan vi extraherat är relevanta för hela våtmarken. På flera lokaler finns det en stor osäkerhet om i vilket område arterna observerats. Eftersom arealen våtmark kan ha betydelse för både den biologiska mångfalden och för kostnaderna för att bevara, restaurera och anlägga våtmarker beslutade vi att sälla bort lokaler där arealen som kan kopplas till observationerna är mycket osäker. Detta gäller framförallt större sjöar där bara en del har nyttjats för fågelobservationer. Genom att undersöka vilka dellokaler (ofta är våtmarken betecknad som huvudlokal, med flera dellokaler) som nyttjats för fågelobservationer har vi uppskattat den del av våtmarken där huvuddelen av observationerna har bokförts. För många små till medelstora lokaler anser vi att artlistan täcker hela våtmarken, men för större våtmarksområden begränsade vi oss till den del av våtmarken där vi menar minst 90 procent av observationerna gjorts. Sedan räknade vi ut ytan på en polygon som täcker detta område med antagandet att huvuddelen av observationerna gjorts inom 1 km från de olika observationsplatserna. Eftersom våtmarksfåglar är rörliga och förflyttar sig fritt inom våtmarken tror vi denna metod ger en mycket god uppfattning om antalet häckande arter i området.

Förlust av naturliga våtmarker kan kompenseras med restaurering av befintliga våtmarker och anläggning av nya våtmarker. I en studie (Kačergytė m.fl., 2021) fann vi att skapade våtmarker visserligen ofta är mycket mindre än naturliga våtmarker, men artrikedomen och vilka arter som förekommer i respektive typ av våtmark är påfallande lika om hänsyn tas till våtmarkens area.

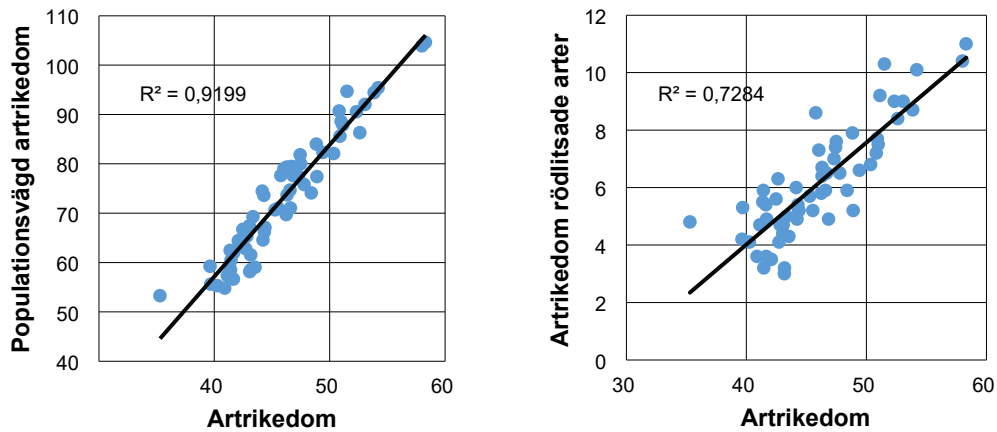
## 2.4 Samband mellan det valda måttet på biodiversitet och miljömålen

Miljö kvalitetsmålet för våtmarker anger att ”Våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet ska bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden”. I det ekologiska värdet ingår våtmarkernas biologiska mångfald, något som också lyfts upp av regeringens precisering av miljömålet ”Myllrande våtmarker” vad gäller gynnsam bevarandestatus (Naturvårdsverket, 2019). Som en del av detta mål har många våtmarker restaurerats och skapats med målet att förbättra och gynna våtmarksfåglars bevarandestatus, där flera rödlistade arter ingår. Vidare valde vi att undersöka våtmarkernas kvalitet i hela Sveriges odlingslandskap eftersom en annan precisering av målet lyder ”Våtmarker av alla typer finns representerade i hela landet inom sina naturliga utbredningsområden”.

## 2.5 Diskussion

Att modellera och mäta förlust och kompensation av fågel mångfald är inte helt okomplicerat. Vår meta-analys av empiriska studier på ekologisk kompensation visade att det idag helt saknas undersökningar som kvantifierat förlusten av mångfald när en miljö förstörts (Josefsson m.fl., 2021). Även för de ovan beskrivna våtmarkerna finns en osäkerhet i hur mycket mångfald som skulle förloras vid exploatering eftersom det finns en viss osäkerhet i uppskattningen av artrikedom i förhållande till områdets storlek. På samma sätt finns en viss osäkerhet även vad gäller effekten av kompensationsåtgärder på artrikedom.

De ovan beskrivna måtten på biodiversitet har vissa svagheter. Att uppnå samma kumulativa artantal via kompensation medför en osäkerhet om vilka specifika arter som kan komma att ingå efter kompensation, jämfört med de som ingått före kompensation. Vår populationsvägda artrikedom reducerar problemet med vanlighet kontra ovanlighet, men det är inte självklart hur mycket mer en art med liten population ska vägas i jämförelse med en vanlig art. Vår metod innebär en mycket försiktig vägning, vilket också avspeglas av det populationsvägda artrikedomsmåttets höga korrelation med det grundläggande och enkla måttet på artrikedom (Figur 1). Hur mycket vikt som ska läggas vid populationsstorlek blir därför en viktig, men ack så svår, fråga. Ska rödspoven i exemplet ovan vara drygt fyra gånger mer värd än en gräsand? Troligen skulle de flesta som arbetar med naturvård hävda att det är att starkt undervärdera rödspovens värde. Därför tog vi också med ett tredje mått, nämligen antalet rödlistade arter. Detta mått ligger nära regeringens precisering om att gynna och återställa populationsstatus för rödlistade arter. Naturligtvis kan även detta mått kritiserats för att inte ta hänsyn till vilka arter som förloras och vilka som vinnns.



Figur 1. Förhållandet mellan artrikedom och populationsvägd artrikedom (till vänster) och artrikedom för rödlistade arter (till höger).

Avslutningsvis vill vi påpeka avsaknaden av bra data på biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Josefsson m.fl. 2021). Därför vill vi lyfta fram behovet av verksamhet som har som mål att ta fram före-efter data (Before-After-Control\_Impact, BACI: Chevalier m.fl. 2019) på biologisk mångfald i förhållande till förlust, restaurering och anläggning av habitat. Mer sådana data skulle kunna förfinna våra framtida strategier för hur att utföra ekologisk kompensation av förlorade naturområden.

# 3. Ekologisk kompensation under osäkerhet: kostnadseffektivitet och måluppfyllelse

Ekologisk kompensation i större skala medför möjligheten att använda sig av marknadsliknande mekanismer för kompensation, vilket bidrar till att sänka kostnaderna för kompensationen samtidigt som man upprätthåller den övergripande biologiska mångfalden (Wissel och Wätzold, 2010). Genom att öka utbudet av kompensationsåtgärder som exempelvis våtmarks- och habitatsbanker kan man dessutom tänkas öka sannolikheten för att beslutsfattare ställer krav på exploatörer att vidta kompensationsåtgärder. Den större skalan på verksamheten kan vara nödvändig för att marknadsliknande förhållanden ska kunna skapas. Det är beror på att välfungerande marknader kräver ett stort antal köpare och säljare för att information och prissättning ska fungera väl. Den större skalan medför också utmaningar: biodiversitet på olika marker måste kunna mätas och jämföras, den väntade effekten av kompensationsåtgärder måste kunna bedömas, och osäkerhet om dessa mätningar och bedömningar behöver hanteras.

## 3.1 Kunskapsläget rörande ekonomiska analyser av ekologisk kompensation

Flera vetenskapliga studier har analyserat principerna för ekologisk kompensation och den roll som ekonomiska överväganden spelar för utformningen. De visar att det finns ekonomiska och ekologiska effektivitetsvinster av att ta hänsyn till den geografiska spridningen av åtgärder, tidpunkten för kompensation jämfört med exploatering, och osäkerhet om de ekologiska effekterna av både bevarande- och kompensationsåtgärder (van Teeffelen m.fl., 2014; Moilanen m.fl., 2009). Alla dessa faktorer kan hanteras genom s.k. "trading ratios" som anger hur mycket större omfattning som krävs för kompensationsåtgärden om effekten är osäker, fördröjd, eller genomförd på en plats med få liknande habitat i närheten (Drechsler och Wätzold, 2009; Hartig och Drechsler, 2009; Wissel och Wätzold, 2010). En omtvistad fråga i detta sammanhang är om man bör begränsa kompensationsmöjligheterna vad gäller avståndet mellan den exploaterade platsen och platsen där kompensationsåtgärden genomförs. Det hävdas bland annat att en sådan geografisk begränsning skulle minska osäkerheten om den ekologiska effekten (van Teeffelen m.fl., 2014). Att begränsa avståndet mellan exploatering och kompensation kan också bidra till att lokala rekreationsvärden upprätthålls, eftersom värderingen av dessa rekreationsvärden vanligtvis minskar med avståndet mellan de berörda och den aktuella platsen (Bateman m.fl., 2006). Å andra sidan skulle sådana begränsningar

minska systemets kostnadseffektivitet, eftersom möjligheten att använda avlägset belägna, billiga åtgärder med hög biologisk mångfald minskar (Wissel och Wätzold, 2010).

Få studier har gjort en empirisk ekonomisk analys av ekologisk kompensation, och ingen av dessa har undersökt hur politiska beslutsfattare kan eller bör hantera osäkerhet. Däremot finns ett antal studier som undersöker kompensation utan att inkludera osäkerhet i beslutsproblemet. Med hjälp av data för 267 marklevande arter av ryggradsdjur har Polasky m.fl. (2005) utvecklat en spatial modell för analys av avvägningen mellan privata vinster av markanvändning och biologisk mångfald, med hänsyn taget till habitatens lämplighet och närhet mellan habitat. Kangas och Ollikainen (2019) utvecklade en dynamisk ekonomisk modell för ekologisk kompensation av skogshabitat. Utöver dessa finns det studier som visserligen inte behandlar ekologisk kompensation, men som undersöker beslutsfattande under osäkerhet när det gäller bevarande av våtmarkshabitat. Mallory och Ando (2014) använder så kallad Modern Portfolio Theory (MPT), utvecklad av Markowitz (1952, 1959), för att identifiera vilka kombinationer av våtmarker i olika regioner som bör väljas när beslutsfattarens mål är att minimera osäkerheten om samhällsnyttan. I deras studie uppstår osäkerhet till följd av begränsad kunskap om framtida effekter av klimatförändringar på både det privata värdet av mark och på värdet av biologisk mångfald i våtmarker. En annan studie med relevans är skriven av Gren m.fl. (2014). I denna används stokastisk programmering (Charnes och Cooper 1959, 1963) för att analysera kostnadseffektiv restaurering av skogshabitat, givet en osäker tillväxt i habitatskvalitet. Studien tar emellertid inte hänsyn till att habitatskvalitet kan tänkas samvariera mellan närliggande områden.

## 3.2 Syfte

Syftet med nedanstående analys är att jämföra nationella och regionala system för ekologisk kompensation av våtmarkshabitat i jordbrukslandskapet, när habitatskvaliteten är stokastisk, dvs. osäker. Osäkerhet om kvaliteten på våtmarkshabitat kan bero på både naturlig variation och mätproblem. I synnerhet önskar vi studera om sådan osäkerhet är ett motiv för att kompensationsåtgärder endast ska utföras i närheten av den exploaterade platsen, eller om det motsatta gäller. För att undersöka detta utvecklar vi en empirisk kostnadseffektivitetsmodell med så kallade risk-restriktioner, och tillämpar den på våtmarker i det svenska jordbrukslandskapet. Modellen är spatialt disaggregerad på länsnivå, och tar hänsyn till skillnader i våtmarkers habitatskvalitet både inom och mellan landsdelar, samt skillnader i åtgärds-kostnader mellan olika produktionsområden<sup>2</sup>. Denna modell kan även användas för att beräkna ”trading ratios” mellan olika typer av åtgärder. Vi jämför nationella och regionala system för kompensation med avseende på kostnader, miljöeffekter och ”trading ratios” mellan exploaterade, restaurerade och konstruerade våtmarker i olika län, samt analyserar osäkerhetens betydelse för resultaten. För att undersöka huruvida resultaten är robusta jämförs resultat för tre olika mått på habitatskvalitet, där habitatskvaliteten kan indikeras av; fåglars artrikedom, populationsvägd artrikedom och artrikedom för rödlistade arter.

---

<sup>2</sup>I jordbruksstatistiken redovisas åtskilliga data disaggregerat för 8 produktionsområden, som skiljer sig med avseende på odlingsförutsättningar.

Vår studie fyller en kunskapslucka genom att undersöka empiriskt hur politiska beslutsfattare kan ta hänsyn till förekomsten av osäkerhet i beslut om utformning av trading ratios, när habitatskvaliteten samvarierar mellan olika regioner. Den fyller också en kunskapslucka när det gäller utformningen av ekologisk kompensation för våtmarker.

Återstoden av detta kapitel är organiserat enligt följande: i avsnitt 3.3 beskriver vi en stokastisk modell för ekologisk kompensation. Avsnitt 3.4 beskriver data, avsnitt 3.5 rapporterar resultaten och avsnitt 3.6 diskuterar dessa.

### 3.3 En stokastisk modell för ekologisk kompensation

I modellen som byggts inom projektet antas att det finns våtmarker med olika habitatskvalitet, spridda över landet, vilka bidrar till den sammanlagda habitatskvaliteten i svenska våtmarker. Befintliga våtmarker kan restaureras och nya våtmarker kan anläggas för att öka den sammanlagda habitatskvaliteten. Vi antar att det finns tre våtmarkstyper; våtmarker av hög respektive medelhög kvalitet och anlagda våtmarker. Habitatskvaliteten för anlagda våtmarker antas vara noll före anläggning. Den sammanlagda habitatskvaliteten för våtmarker av en given kvalitet i en region beräknas som summan av habitatskvaliteten för alla våtmarker av denna typ i regionen. Den sammanlagda habitatskvaliteten kan dock inte bestämmas med säkerhet. Osäkerhet uppstår på grund av naturlig variation och svårigheter att mäta habitatskvalitet. Den sammanlagda nationella habitatskvaliteten är därför osäker. Vi beskriver därför det miljöpolitiska målet för bevarad habitatskvalitet som ett mål vilket ska nås med en given säkerhetsmarginal. Vi utgår då från en säkerhetsekvivalent habitatskvalitet,  $E(B) - K_\alpha SD(B)$ , vilken skall vara minst lika stor som habitatskvaliteten innan man genomfört exploatering,  $B^*$ :

$$E(B) - K_\alpha SD(B) \geq B^* \quad (1)$$

I detta uttryck utgör  $E(B)$  den statistiskt förväntade, det vill säga genomsnittligt förväntade, habitatskvaliteten, medan  $SD(B)$  utgör standardavvikelsen för habitatskvaliteten. Standardavvikelsen är ett ofta använt mått på osäkerhet. Parametern  $K_\alpha$  är ett mått på beslutsfattarens subjektivt valda riskaversion: om  $K_\alpha$  är stor indikerar det att beslutsfattaren starkt ogillar osäkerhet, och tvärtom för det fall att  $K_\alpha$  är liten. Parametern  $K_\alpha$  beräknas från de kritiska värdena för normalfördelningen. Det betyder att vi kan välja värden för  $K_\alpha$  som innebär att målet,  $B^*$ , nås i 50 % av fallen, det vill säga vartannat år, vilket betyder att beslutsfattaren är riskneutral. Om beslutsfattaren ogillar risk kan han eller hon välja ett högre värde på  $K_\alpha$ , exempelvis ett som leder till att målet nås i 80 procent av fallen, det vill säga under åtta år av tio.

Om man närmare undersöker frågan kan man se att osäkerheten består av fyra olika komponenter: (i) osäkerhet kopplad till en specifik region och våtmarkstyp, (ii) samvariation mellan våtmarker av olika typ inom en given region på grund av exempelvis likartade klimatförhållanden och spatial närhet, (iii) samvariation mellan regioner för en viss våtmarkstyp, som kan bero på att naturtypen är likartad, till exempel kan värdefulla våtmarker i olika regioner tänkas ha liknande habitatsegenskaper vilka skiljer dem från mindre värdefulla våtmarker, och (iv) återstående samvariation mellan olika våtmarkstyper i olika regioner, vilken

kan bero på nationellt gemensamma faktorer såsom vädervariationer, och variationer i insamlingen av data mellan olika år.

I modellen antas vidare att politiska beslutsfattare vill minimera totalkostnaden för att bibehålla den sammantagna habitatskvaliteten med en viss given säkerhet, givet att en viss mängd våtmarker blir exploaterade. Det betyder att modellen inte används för att beräkna hur mycket som kan vara rimligt att exploatera, utan bara hur en given mängd exploatering av våtmarker kan kompenseras. Man kan alltså vid analysen fritt välja hur stor våtmarksareal som exploateras. När vi i analysen nedan utgår från att den ursprungliga sammantagna habitatskvaliteten ska bevaras med en viss given grad av säkerhet, betyder det att vi ställer högre krav på utfallet än vad vi får i ursprungsläget under förutsättning att säkerhetskravet är över 50 %. Ett säkerhetskrav på 50 % innebär nämligen att målet uppnås i genomsnitt över flera år.

### 3.3.1 Den kostnadseffektiva fördelningen av åtgärder

Med hjälp av den ovan beskrivna modellen kan den kostnadseffektiva fördelningen av restaurering och konstruktion av våtmarker i olika regioner beräknas. Denna fördelning beror då på hur varje åtgärd påverkar både förväntad sammanlagd habitatskvalitet, och osäkerheten om den sammanlagda habitatskvaliteten.

Om samvariationen i habitatskvalitet mellan regioner är positiv innebär regionalt satta mål att man ignorerar en del av osäkerheten om den samlade nationella habitatskvaliteten. Sådan positiv samvariation skulle exempelvis kunna vara en konsekvens av att landet som helhet påverkas på likartat sätt av vädervariationer eller mer långsiktiga klimatförändringar. Positiv samvariation mellan olika regioner utgör därmed ett möjligt problem om man väljer en regionalt begränsad kompensation, eftersom det kan leda till att den nationella samlade habitatskvaliteten, mätt som en säkerhetsekvivalent för denna, försämras.

### 3.3.2 Ekologiska data

Vi använder spatialt differentierade data i den empiriska modellen. Den minsta spatiala enheten är länsnivån, och vi inkluderar alla de 21 län som finns i Sverige. Dessutom är landet uppdelat i tre större regioner, Götaland, Svealand och Norrland, vilka skiljer sig åt när det gäller klimatförhållanden.

I alla delar av Sverige är våtmarker viktiga habitat för fåglar. Våtmarkers habitatskvalitet kan mätas på olika sätt, till exempel genom mätningar av olika habitatsattribut, och genom mätning av demografi, spridning och fysiskt tillstånd hos fågelindivider (Johnson, 2007). I den följande analysen använder vi olika mått på artrikedom, vilka har beskrivits i kapitel 2, för att mäta våtmarkers habitatskvalitet. Vi använder dessa biodiversitetsmått för att beräkna ett index för förväntad habitatskvalitet, och variabilitet för denna habitatskvalitet, för olika våtmarkskategorier i de tre regionerna Götaland, Svealand och Norrland. Vi skiljer vidare mellan våtmarker av hög och medelhög kvalitet genom att anta att 25 procent av våtmarkerna i våra data, de som har den högsta nivån av habitatskvalitetsindexet, som högkvalitativa, medan de återstående antas representera medelhög kvalitet.

Som beskrivits i kapitel 2 används tre alternativa kvalitetsindex för habitat: artrikedom, populationsvägd artrikedom och artrikedom för rödlistade arter.



För dessa tre index beräknar vi förväntat värde, dvs. medelvärde och variationskoefficient<sup>3</sup> för våtmarker av hög och medelhög kvalitet i olika regioner, se tabell 1. Data över förväntad habitatskvalitet för en given region antas gälla för alla län i den regionen. Variationskoefficienten uttrycker variationen i den sammanlagda habitatskvaliteten för våtmarker av en viss typ i en given region över tidsperioden för våra våtmarksdata. Vidare använder vi samma dataset som i kapitel 2 för att beräkna representativ våtmarksstorlek för våtmarker i olika regioner. För denna beräkning skiljer vi inte mellan olika våtmarkstyper på grund av det begränsade antalet våtmarker i vissa fall, se tabell 1. En jämförelse av de olika habitatskvalitetsindexen i tabell 1 visar att skillnaden i förväntad kvalitet mellan våtmarker av hög och medelhög kvalitet, liksom variationskoefficienten, är lägst för 'artrikedom' och högst för 'artrikedom för rödlistade arter'.

Arealen per våtmark beräknas som den genomsnittliga arealen för våtmarker i respektive region i vårt dataset. Dessa våtmarker är jämförelsevis stora och det kan påverka generaliserbarheten av resultaten vilket är av betydelse om de ska användas för praktisk politik. Här är det framförallt av betydelse för generaliserbarheten huruvida mindre våtmarker kan väntas ha fler eller färre arter än dessa stora våtmarker. Det finns en omfattande litteratur i frågan, med argument i båda riktningarna, se Fahrigh (2020).

---

<sup>3</sup>Variationskoefficienten är kvoten av medelvärde och standardavvikelse, och är en vanligt mått på variabilitet som är neutralt i förhållande till medelvärdet.

**Tabell 1. Genomsnittlig habitatskvalitet per våtmark, variationskoefficient för regional habitatskvalitet, och antal och areal för en typisk våtmark, för tre regioner.**

		Götaland		Svealand		Norrland	
		Hög kval.	Medelhög kval.	Hög kval.	Medelhög kval.	Hög kval.	Medelhög kval.
	# våtmarker	11	11	4	27	0	7
	Areal per våtmark (ha)	817		476		502	
Artrikedom	Förväntad habitatskval.	52.21	45.52	53.03	43.25	NA	43.83
	Var.koeff.	0.022	0.027	0.034	0.021	NA	0.029
Pop.viktad artrikedom	Förväntad habitatskval.	90.71	69.78	91.26	66.16	NA	68.48
	Var.koeff.	0.035	0.038	0.047	0.028	NA	0.039
Artrikedom rödlistade arter	Förväntad habitatskval.	8.73	5.30	9.20	5.15	NA	5.61
	Var.koeff.	0.056	0.071	0.095	0.091	NA	0.098

Vi använder data från Jordbruksverket för åren 2015 till 2017 för våtmarker som skapats med ekonomiskt stöd via landsbygdsprogrammet (Jordbruksverket, 2018) för att beräkna storleken på en ”typisk” skapad våtmark i olika län. Denna storlek beräknas som genomsnittlig areal per anlagd våtmark i olika län under de tre åren. Denna genomsnittliga areal varierar mellan 2,4 och 21,6 hektar för de olika länen. Våtmarker har anlagts under perioden 2015 till 2017 i alla län utom i Norrlandslänet. Vi antar här att om våtmarker skapas i Norrland har de en storlek på 5 hektar. För anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet finns inga data över fåglars artrikedom motsvarande de som presenterats i kapitel 2. Med tanke på att anlagda våtmarker är små jämfört med de naturliga våtmarkerna i vårt dataset, är det osannolikt att den förväntade habitatskvaliteten är lika hög per våtmark. Förväntad habitatskvalitet för anlagda våtmarker i ett givet län antas därför motsvara den för våtmarker av medelhög kvalitet, men proportionellt nedräknad i förhållande till arealen. Detta antagande stöds av bland annat av resultat i Thiery m.fl. (2009), som konstaterar att anlagda våtmarker erbjuder liknande biologiska mångfaldstjänster som naturliga. Det finns heller inga data om variabilitet i kvalitet för anlagda våtmarker. Vi antar här att osäkerheten om habitatskvaliteten är större för anlagda våtmarker, eftersom det kan vara svårt att i förväg bedöma i vilken utsträckning de kommer att locka till sig fågelarter. I linje med detta antar vi att variationskoefficienten är lika med den högsta observerade nivån i tabell 1 (dvs., 0,95).

Vi har vidare beräknat korrelationer mellan den sammanlagda habitatskvaliteten för våtmarkstyper och regioner från datasetet över åren 2005 till 2014, se tabell A2a-A2c i Appendix. Dessa korrelationer är uteslutande positiva, och mestadels starkt positiva. För anlagda våtmarker antar vi att korrelationen med andra våtmarkstyper är lika med 0,95 för alla typer och regioner.

Restaurering av våtmark antas bara vara aktuellt på våtmarker med medelhög kvalitet och effekten av detta antas vara en ökning av habitatskvaliteten till nivån för våtmarker med hög kvalitet i samma region. För regioner med ursprungligen noll våtmarker i kategorin hög kvalitet antas att restaurering inte är aktuellt som åtgärd.

### 3.3.3 Ekonomiska data

Bevarande av befintliga våtmarker och anläggning av nya våtmarker antas vara förknippat med en alternativkostnad, eftersom marken inte kan användas för jordbruksändamål. Alternativkostnaden för jordbruksmark beräknas som arrendepriset för jordbruksmark, erhållen från SCB (2019a), se tabell A3 i appendix. Dessutom kräver våtmarker skötsel för att habitatskvaliteten ska upprätthållas över tid. Vi antar att skötselkostnaden är lika för alla våtmarker och motsvarar stödet för skötsel av våtmarker, 4 000 kr/ha. Anläggning och restaurering av våtmarker är också förknippat med en kostnad. Vi beräknar denna kostnad baserat på data i Flyckt (2010), som rapporterar kostnader för sex restaureringsprojekt på olika platser i Sverige, genomförda mellan 1999 och 2009, och i Österling och Kindt (2007), som rapporterar kostnader för 85 projekt genomförda i Laholms kommun mellan åren 2001 och 2005. Vi beräknar den årliga kostnaden för varje projekt som en annuitet, givet en diskonteringsränta på 3 procent och en projektlivslängd på 30 år. Den så beräknade årskostnaden skiljer sig avsevärt mellan olika rapporterade projekt och mellan de två studierna. Den genomsnittliga kostnaden per hektar och år i Flyckt (2010) är mer än 6 gånger så stor som den i Österling och Kindt (2007). Med tanke på att det finns två så kallade outliers i Flyckt (2010), med mycket högre kostnad per hektar och år än i andra projekt, valde vi att använda mediankostnaden per hektar och år för alla projekt i de två studierna som ett representativt mått på denna kostnad. Den resulterande årliga kostnaden är då 7 206 SEK/ha och år, vilken antas gälla för både restaurering och anläggning.

För analysen behöver vi också information om initiala våtmarker, och potentialen för anläggning av nya våtmarker. De initiala våtmarkerna antas motsvara dem i vår dataset, totalt 36 246 hektar. Vi antar att våtmarksarealen av en viss typ (hög eller medelhög kvalitet) i ett visst län är proportionell mot arealen för den typen i regionen (se tabell 1), justerat för länets jordbruksareal jämfört med jordbruksarealen mark i regionen. Jordbruksarealen beräknades som summan av jordbruks- och betesmark 2015, erhållen från SCB: s databas, se tabell A3. Antalet hög- och medelvärldiga våtmarker behandlas som givna i beräkningarna: antalet våtmarker av medelhög kvalitet antas vara konstant och lika med det ursprungliga antalet, och antalet högvärldiga våtmarker antas minska med en viss procentsats jämfört med den initiala arealen vilket avspeglar en given grad av exploatering.

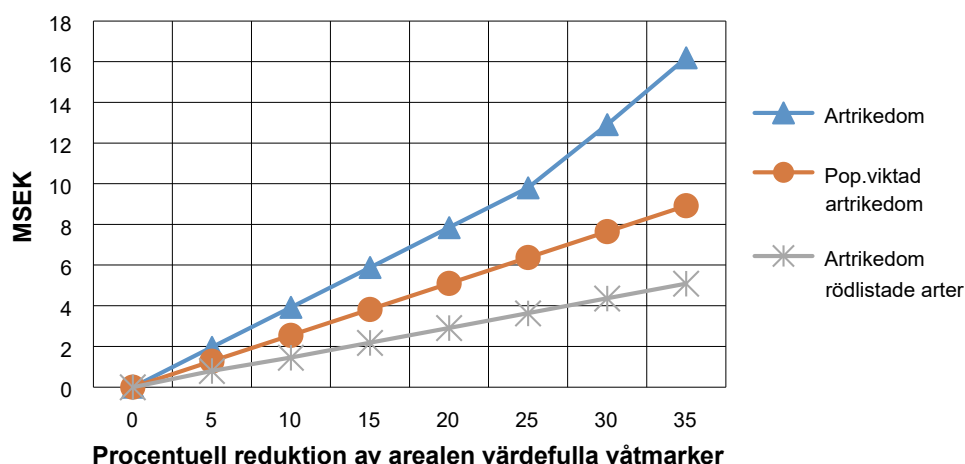
Vi baserar vår (subjektiva) uppskattning av området där våtmarker potentiellt skulle kunna skapas på data över miljöstöd till skötsel av våtmarker. Sådant stöd tillhandahölls för cirka 9 500 hektar i hela landet år 2015 (Jordbruksverket, 2018). Cirka 80 % av ansökningarna om stöd till underhåll av våtmarker var kopplade till stöd för restaurering och anläggning av våtmark, vilket bekräftade nära kopplingar mellan restaurering och anläggning å ena sidan och skötsel å andra sidan. Denna potentiella areal fördelades över länen under antagande om att ett lika stort antal våtmarker, 76 stycken, kan skapas i varje län.

## 3.4 Resultat

Resultaten beräknas med hjälp av optimeringsprogrammet GAMS, version 23.9.2 (GAMS Development Corporation, 2019) och en CONOPT3-solver. Vi uppskattar först totalkostnaden för att upprätthålla den sammanlagda habitatskvaliteten på nationell nivå för de tre olika habitatkvalitetsindexen, vid olika stor exploatering av våtmarker med höga värden. Därefter jämför vi kostnaderna när habitatskvaliteten är säker med en situation där den är osäker. I ett nästa steg undersöker vi skillnaderna mellan nationellt och regionalt genomförda system för ekologisk kompensation. Detta görs genom att jämföra kostnader för mål om att upprätthålla habitatskvaliteten på nationell respektive regional nivå, effekten på den samlade nationella habitatskvaliteten, och fördelningen av exploaterade, restaurerade och anlagda våtmarker över olika län. Slutligen identifierar vi trading ratios, dvs. utbytesförhållanden mellan å ena sidan exploaterade våtmarker och å andra sidan restaurerade och anlagda våtmarker i olika regioner.

### 3.4.1 Totala kostnader som en funktion av exploateringen av våtmarker

De totala kostnaderna för att upprätthålla våtmarkernas sammantagna habitatskvalitet på nationell nivå ökar med exploateringen av värdefulla våtmarker, se figur 2. Den högsta kostnaden är förknippad med indexet för artrikedom, följt av det populationsvägda indexet för artrikedom och indexet för artrikedom för rödlistade arter. Kostnadsskillnaderna drivs framförallt av skillnaden i habitatskvalitet mellan våtmarker av hög respektive medelhög habitatskvalitet för de tre indexen: när skillnaden i habitatskvalitet är hög är kostnaden lägre. Detta är en följd av antagandet att restaurering medför att kvaliteten ökar från medelhög till hög. Eftersom skillnaden i habitatskvalitet mellan medelgoda och högkvalitativa våtmarker är störst för indexet för rödlistade arters artrikedom medför antagandet att restaurering får särskilt stor effekt i detta fall.

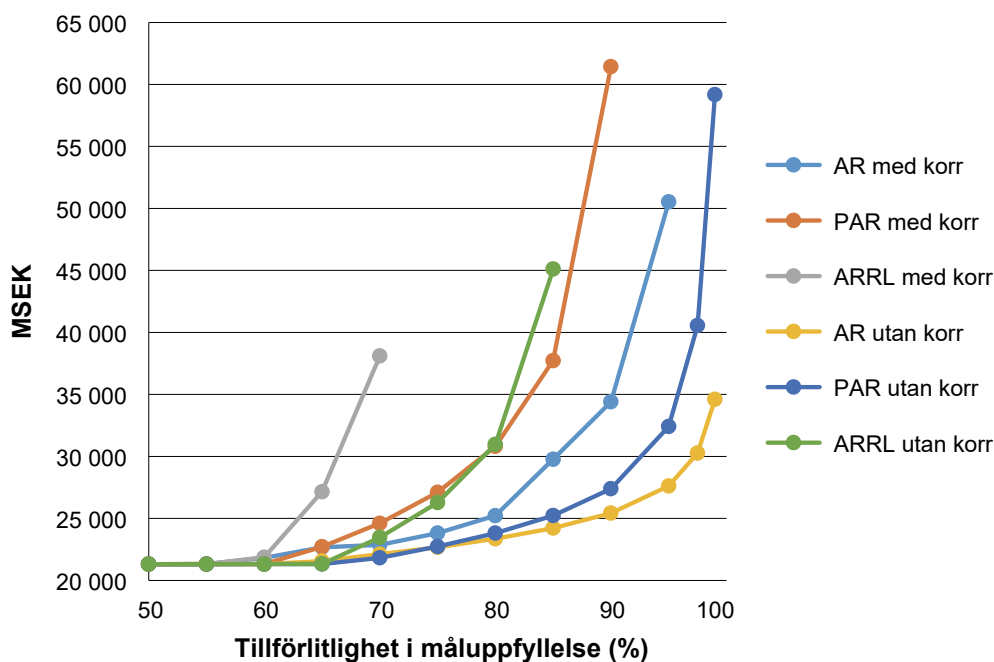


Figur 2. Total årskostnad i MSEK för att upprätthålla den sammanlagda nationella habitatskvaliteten för våtmarker vid användning av olika habitatkvalitetsindex. I kostnaderna i figuren ingår summan av alla de extra utgifter som tillkommer till följd av bevarandemålet, dvs. restaurerings-, anläggnings- och skötselkostnader (se avsnitt 3.3.2). Alternativkostnaden för mark ingår inte. Minskningen av mycket värdefulla våtmarker uttrycks som en procentuell andel av den initiala arealen i varje län.

### 3.4.2 Totala kostnader som en funktion av säkerhet i måluppfyllelse

Härnäst undersöks hur den totala kostnaden för bevarande av sammanlagd habitatskvalitet förändras med kravet på säkerhet i måluppfyllelse när målet om ingen nettoförlust ställs på nationell nivå. För samtliga index för habitatskvalitet är variationen i den regionala habitatskvaliteten liten, däremot är korrelationen mellan våtmarkstyper och regioner stor. För att undersöka konsekvenserna av dessa två olika dimensioner av osäkerhet inkluderas först korrelation i enlighet med vad som beskrivits i avsnitt 3.3, därefter görs samma beräkning med alla korrelationer satta till noll. I båda fallen beräknas kostnaderna för att upprätthålla den sammanlagda habitatskvaliteten givet en 15-procentig minskning av arealen med högkvalitativa våtmarker i samtliga län, se figur 3. Detta innebär en relativt stor absolut minskning av arealen värdefulla våtmarker i Götaland och ingen minskning alls i Norrland där inga högkvalitativa våtmarker finns (givet antaganden ovan), vilket liknar den faktiska utvecklingen i Sverige, där det finns en väsentligt högre grad av exploatering längre söderut i landet.

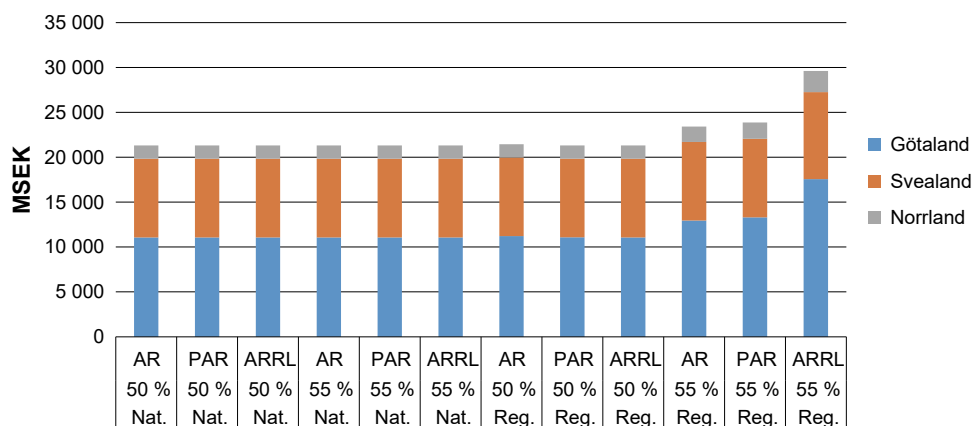
Resultaten visar att kostnaderna ökar med kravet på säkerhet i måluppfyllelse. Den relativa skillnaden mellan de tre habitatskvalitetsindexen är nu omvänd jämfört med fallet i figur 2: kostnaden för att uppfylla det nationella målet är högst för det rödlistade artrikedomsindexet och lägst för artrikedomsindexet. Den främsta förklaringen är skillnaderna i variationskoefficienter mellan de tre indexen: en större variation medför större kostnader eftersom säkerhetsmarginalen måste vara större. Korrelation i habitatskvalitet står för en stor del av den samlade osäkerheten och har därför en betydande inverkan på kostnadsnivån. Till exempel är kostnaden för att uppnå det nationella målet för det rödlistade artindexet med 70 procents säkerhet (dvs. målet nås under 7 år av 10) cirka 65 procent högre när man tar hänsyn till korrelation jämfört med om man inte gör det. När korrelation ingår kan målet inte uppnås om mer än 70, 90 och 95 procents säkerhet krävs för rödlistad artrikedom, populationsviktad artrikedom respektive artrikedom.



Figur 3. Kostnader för att upprätthålla den nationella habitatskvaliteten när 15 procent av våtmarkerna av hög kvalitet exploateras, med och utan hänsyn till korrelationer ("korr" i figuren). Kostnaderna inkluderar samtliga kostnader, det vill säga alternativkostnader för mark som bevaras eller anläggs (se Tabell A3 i Appendix), samt kostnader för restaurering, anläggning och skötsel (se avsnit 3.3.2). AR=artrikedom, PAR=populationsviktad artrikedom, ARRL=artrikedom för rödlistade arter. X-axeln anger tillförlitlighet i måluppfyllelse, 50 % tillförlitlighet innebär att beslutsfattaren ignorerar osäkerhet och nöjer sig med att målet nås i genomsnitt över flera år, 80 % tillförlitlighet innebär att målet nås under 8 år av 10.

### 3.4.3 Regionala eller nationella mål för upprätthållande av den sammanlagda habitatskvaliteten?

I detta avsnitt undersöker vi konsekvenserna av att begränsa möjligheterna till kompensation regionalt. Vi beräknar först den merkostnad som följer av spatiala begränsningar, där kompensation endast tillåts inom var och en av regionerna Götaland, Svealand och Norrland. På samma sätt som ovan antar vi att mycket värdefulla våtmarker minskas med 15 procent i alla län. Vidare jämförs resultat för 50 respektive 55 procent säkerhet i måluppfyllelse, se figur 4. Det kan noteras att 55 procent kan förefalla vara ett relativt lågt ställt säkerhetskrav. Denna nivå har valts då högre säkerhetskrav innebär att regionala mål inte kan uppnås om indexet för rödlistad artrikedom används. I detta sammanhang kan man notera att vi inte vet vilken grad av säkerhet som politiska beslutsfattare vill uppnå när det gäller miljömålen, eftersom det inte finns några explicita beslut kring detta.



Figur 4. De totala nationella kostnaderna vid regionala respektive nationella mål, beräknade för de tre olika habitatskvalitetsindexen och för 50 respektive 55 procents tillförlitlighet i måluppfyllelse. Korrelationer är inkluderade. Samtliga kostnader ingår, dvs. både alternativkostnader för mark för våtmarker som bevaras/anläggs, och restaurerings-, anläggnings- och skötselkostnader. AR=artrikedom, PAR=populationsviktad artrikedom, ARRL=artrikedom för rödlistade arter.

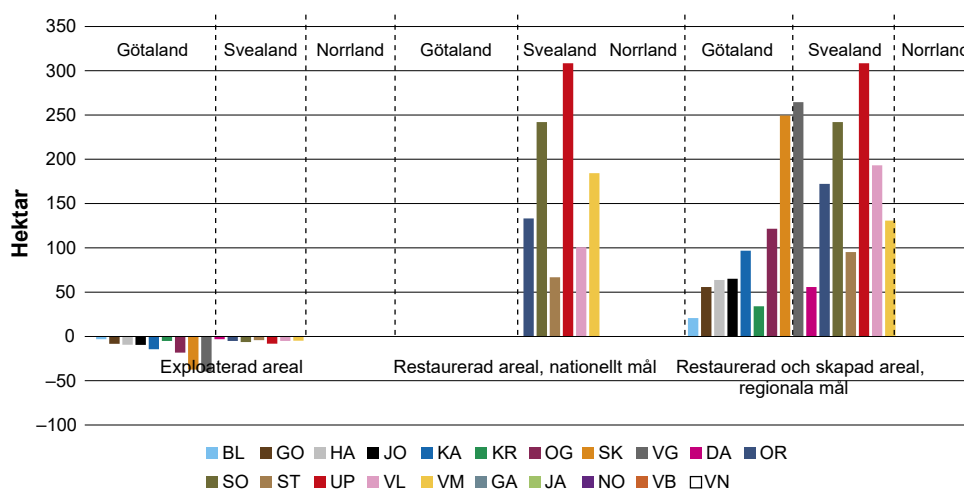
Resultaten visar som väntat att det är dyrare med regionala mål jämfört med nationella mål. Effekten är liten under säkerhet (dvs. 50 procents tillförlitlighet) men större när osäkerhet beaktas (55 procents tillförlitlighet). Merkostnaden för regionala mål beror på det ökade behovet av att restaurera och anlägga våtmarker i Götaland, där förlusten av värdefull våtmarksareal är särskilt stor och, samtidigt, alternativkostnaden för mark är hög. Regionalt fastställda mål blir särskilt dyra när det rödlistade artindexet tillämpas, vilket förklaras av de större variationskoefficienterna för detta index.

Regionala mål innebär att korrelation mellan regioner ignoreras. Med tanke på den betydande positiva korrelation som vi funnit mellan regioner och våtmarkstyper innebär detta att det finns en risk att regionala mål leder till ett försämrat utfall på nationell nivå, om utfallet mäts som säkerhetsekvivalenten av den nationella, sammanlagda habitatskvaliteten. Emellertid kommer utfallet också att bero på ytterligare en faktor: den initiala fördelningen av våtmarker över regioner och typer som vi ska se nedan.

Vi beräknade därför säkerhetsekvivalenten för den nationellt aggregerade habitatskvalitet som blir resultatet av ett nationellt respektive regionalt kompensationsystem. Detta visade att regionala mål leder till en ökning av denna säkerhetsekvivalent med 2,2 – 4,2 procent vid 55 procents tillförlitlighet i måluppfyllelse. Den lägsta effekten uppstår för artrikedomsindexet, och den högsta för det rödlistade artrikedomsindexet. Anledningen till denna positiva effekt är att regionala mål leder till en ökning av den totala förväntade habitatskvaliteten, dvs. en större andel av våtmarkerna är förknippade med låg osäkerhet efter att målen för regional kompensation genomförts. Detta uppväger den oönskade effekten av att man ignorerar den korrelerade osäkerheten mellan regioner. Sammantaget är detta en följd av minskade möjligheter att använda diversifiering av risk som ett verktyg under regionala mål.

Det finns en viss oro för risken att ett nationellt kompensationsystem skulle kunna innebära att värdefulla våtmarkshabitat går förlorade i södra Sverige, där exploateringen av mark är hög, och att dessa ersätts med våtmarker i Norrland

där markkostnaden är lägre. Vi har därför undersökt fördelningen av å ena sidan exploaterade värdefulla våtmarker och å andra sidan restaurerade och anlagda våtmarker i olika län och regioner för ett nationellt respektive regionala mål, se figur 5. Figuren visar att det totala antalet hektar, där restaurering och skapande sker, är större vid regional kompensation än vid nationell. Detta beror på att möjligheterna att diversifiera risk är lägre. Vid ett nationellt system genomförs all kompensation i Svealand för exploaterade våtmarker i både Götaland och Svealand. Markkostnaden är i Svealand lägre och effekten av restaurering är högre. Under regionala mål restaureras och anläggs våtmarker även i Götaland för att kompensera för habitatsförlust i denna region. I Norrland förekommer varken exploatering eller restaurering, oberoende av mål, vilket är en konsekvens av gjorda antaganden. Det är i modellen möjligt att skapa våtmarker i Norrland men denna möjlighet används inte ens vid nationella mål, trots den låga markkostnaden, vilket beror på att anläggning är en dyrare åtgärd än restaurering, och den ekologiska effekten är inte tillräckligt hög för att uppväga detta.



Figur 5. Spatial fördelning av exploaterad areal av värdefulla våtmarker, restaurerade våtmarker under ett nationellt mål, och restaurerade/anlagda våtmarker under regionala mål. Den exploaterade arealen antas vara 15 procent av initial areal för mycket värdefulla våtmarker. Beräkningar görs för 55 procents tillförlitlighet i måluppfyllelse vilket medför att kompensationsarealen är större än den exploaterade arealen. Anläggning av våtmarker sker i liten skala och förekommer endast under regionala mål, och har därför aggregerats samman med restaurerad areal. Staplarna indikerar län, för notation se tabell A3 i appendix.

### 3.4.4 Trading ratios mellan åtgärder

Slutligen beräknar vi trading ratios mellan kompensationsåtgärder (dvs. restaurering och anläggning av våtmarker) och förlust av våtmarksareal. Dessa trading ratios bestäms av åtgärdernas effekt på biologisk mångfald, med hänsyn tagen till osäkerhet om denna effekt, och med hänsyn till de relativa kostnaderna för åtgärderna. Trading ratios är beräknade så att marginalkostnaden för att öka den biologiska mångfalden är lika för alla åtgärder, givet att hänsyn också tas till osäkerhet om effekten, och osäkerheten inbegriper variation och korrelation mellan våtmarkstyper och regioner. Tabell 2 visar trading ratios för en hektar våtmark av hög kvalitet i en given region gentemot restaurerade och anlagda hektar våtmark i samma och andra regioner. Beräkningar görs för både nationella och regionala



mål för bevarande av sammanlagda habitatskvalitet, med ett tillförlitlighetskrav på 55 procent och med användande av det populationsviktade artrikedomsindexet. Endast trading ratios för åtgärder som ingår i den kostnadseffektiva lösningen är medtagna. Man kan notera att under ett nationellt mål krävs mer restaurering i Svealand för att kompensera för exploaterade våtmarker i Götaland jämfört med vad som krävs för exploaterade våtmarker i Svealand, trots att habitatskvaliteten är högre för högvärdiga våtmarker i Svealand. Detta beror på att habitatskvaliteten för högvärdiga våtmarker i Svealand är mer osäker (dvs. har större variations- och korrelationskoefficienter). Förlusten av dessa våtmarker i Svealand räknas därför som mindre, och därmed är kompensationsbehovet mindre.

**Tabell 2. Trading ratios, mätt som antal hektar som skall restaureras (R) eller anläggas (S) för att kompensera för en hektar högkvalitativ våtmark. Trading ratios beräknas för en minskning av värdefulla våtmarker med 15 procent, vid krav om 55 procents säkerhet för att uppnå nationella respektive regionala mål för att bevara den våtmarkers sammanlagda habitatskvalitet. Habitatskvalitet mäts med hjälp av det populationsviktade artrikedomsindexet.**

		Kompensation (ha)							
		Nationellt mål				Regionalt mål			
		Götaland		Svealand		Götaland		Svealand	
		R	S	R	S	R	S	R	S
Förlust av en hektar högvärdig våtmark	Götaland			2.11		1.41	4.97		
	Svealand			1.60				1.26	1.58

### 3.5 Diskussion

Vi har tillämpat en ny metod för analys av ekologisk kompensation, kostnadsminimering med riskrestriktioner. Den är användbar för bestämma trading ratios mellan exploaterade habitat och åtgärder för kompensera för dessa. Metoden innebär att en säkerhetsmarginal tillämpas, vars storlek bestäms av den politiska beslutsfattarens valda krav på säkerhet, och konkret mätbara mått på variabilitet av habitatskvalitet. Denna metod är bland annat användbar när habitatskvaliteten är korrelerad mellan olika platser, till exempel på grund av klimatfaktorer, migrerande arter, eller konnektivitet mellan olika habitat. Metoden möjliggör en så kallad portföljansats, där förväntad habitatskvalitet och osäkerheter om denna vägs samman baserat på den politiska beslutsfattarens uppfattning om betydelsen av osäkerhet när det gäller graden av måluppfyllelse.

För studiens syfte användes tre olika index för habitatskvalitet, vilka jämfördes med avseende på kostnader för att kompensera förlust av våtmarker i svenska jordbrukslandskap. I motsats till vad som kan förväntas finner vi att indexet med minst fokus på sällsynta och sårbara arter är det mest kostsamma att tillämpa om beslutsfattaren är riskneutral. Detta gäller under antagande om att restaurering medför att medelgoda våtmarker efter åtgärd uppnår hög kvalitet. Om beslutsfattaren väger in osäkerhet blir effekten den motsatta: när mer tillförlitliga resultat krävs ökar kostnaderna mest när man lägger störst fokus på rödlistade arter.

Det förekommer argument för att begränsa avståndet mellan exploaterade habitat och platsen där kompensation genomförs. Dessa argument bygger bland

annat på det faktum att närhet mellan likartade habitat kan vara fördelaktigt för biologisk mångfald. Vår analys visar på att samband mellan habitatskvalitet sträcker sig långt bortom närområdet, vilket kan vara viktigt att beakta när man planerar för kompensation. Våra resultat visar också att begränsning av kompensation till regional nivå leder till ökade kostnader, eftersom möjligheterna minskar att förlägga kompensationsprojekt till platser där den ekologiska effekten per spenderad krona är som störst. Regional begränsning innebär att den korrelerade osäkerheten om habitatskvalitet mellan regioner ignoreras, vilket potentiellt kan leda till låg måluppfyllelse på nationell nivå. I vårt empiriska fall blir effekten den motsatta, vilket visar på betydelsen av att använda bra empiriska ekologiska och ekonomiska data när man fattar politiska beslut om huruvida kompensation ska ske nationellt eller regionalt.

Vår modell kan tillämpas på ekologisk kompensation, där ersättning betalas för vidtagna åtgärder, vilket är fördelaktigt genom att det liknar utformningen av miljöstöd inom exempelvis landsbygdsprogrammet, och genom att den ekonomiska risken för markägare som erbjuder kompensationsåtgärder begränsas.

## 4. Kompensationspoolers roll och utformning

En marknad för ekologisk kompensation kan medföra höga transaktionskostnader om aktörer själva skall finna varandra. Mellanhänder, så kallade kompensationspooler, kan underlätta detta och kan också tänkas hantera en del av den osäkerhet som uppstår till följd av att den framtida effekten av åtgärder för bevarande, restaurering och anläggning av habitat på den biologiska mångfalden är osäker. Även med kompensationspooler på plats måste ramar och villkor för ekologisk kompensation och för kompensationspooler ytterst sättas av myndigheter om kompensationen ska vara en del av miljöpolitiken.

Detta kapitel syftar till att undersöka kompensationspoolernas roll på en marknad för ekologisk kompensation. Kapitlet inleds med en översikt över kunskapsläget med fokus på transaktionskostnader samt hanteringen av ekologisk och ekonomisk risk. Detta åtföljs av en modellbaserad analys av hur ekonomiska och ekologiska utfall påverkas av kompensationspoolers marknadsmakt. Vi undersöker mer specifikt hur utfallet påverkas när det bara finns en enda kompensationspool som handlar med ett specifikt habitat i en region, jämfört med om det finns många kompensationspooler som konkurrerar med varandra. I analysen utgår vi från att det föreligger osäkerhet om utvecklingen av habitatskvalitet över tid.

### 4.1 Kunskapsläget

En kompensationspool utgör en mellanhand på marknaden för ekologisk kompensation. Sådana mellanhänder är inget nytt i miljöpolitiken. Inom EUs gemensamma jordbrukspolitik (CAP) förekommer miljöstöd för ekosystemtjänster, där medlemsstaterna står för den mer detaljerade utformningen vad gäller institutioner och genomförande. Olika medlemsstater väljer att förlägga genomförandet till olika nivåer, i Tyskland administrerar till exempel den federala regeringsnivån dessa miljöstöd medan länsnivån har ett stort administrativt ansvar i Sverige. I många fall är dessutom olika mellanhänder involverade, vilka tillhandahåller rådgivning och underlättar överenskommelser mellan köpare och säljare (Huber-Stearns m.fl., 2013; Pham m.fl., 2010; Schomers & Matzdorf, 2013; Sutherland m.fl., 2013). Mellanhänder kan spela en liknande roll inom system för ekologisk kompensation som för miljöstöd genom att skapa en brygga mellan aktörer som vidtar konkreta åtgärder för miljön och dem som efterfrågar dessa åtgärder. De kan exempelvis agera som uppköpare av åtgärder som vidtas av markägare, och som vidareförsäljare till av dessa åtgärder till statliga eller privata exploitörer (Coggan m.fl., 2013a, 2013b). Detta stärker både kostnads- och miljöeffektiviteten. Kostnadseffektivitet ökar till följd av minskade transaktionskostnader för datainsamling, avtalsprocesser, övervakning och utvärdering (Schomers m.fl., 2015). Miljöeffektiviteten kan förbättras genom att mängden åtgärder för att stärka habitat ökar, och genom förbättrad ekologisk effekt av åtgärderna samt ökad geografisk täckning (Schomers m.fl., 2015).

Frågan om mellanhänders effektivitet behandlas inom forskningsfälten institutionell ekonomi och transaktionskostnadsekonomi. Litteraturen inom dessa fält visar att graden av ökad miljö- och kostnadseffektivitet, till följd av att mellanhänder introduceras, beror på de olika marknadsaktörernas egenskaper och erfarenhet, formerna för transaktionerna, den institutionella uppbyggnaden och marknadsformen (Coggan m.fl., 2013a; Schomers m.fl., 2015). Intressenternas förväntade ekonomiska fördelar av verksamheten påverkar dessutom viljan att delta (Ducos m.fl., 2009; Mettepenningen m.fl., 2013; Schomers m.fl., 2015).

#### 4.1.1 Mellanhänders roll för transaktionskostnaderna

Mellanhänder underlättar interaktion mellan olika intressenter genom att sprida information, understödja upprättandet av överenskommelser mellan köpare och säljare, och bidra till uppbyggandet av ett socialt kapital (Schomers m.fl., 2015). Därigenom undviker man att brist på information och förtroende, eller opportunism, påverkar möjligheterna att få miljöåtgärder till stånd (Coggan m.fl., 2013a; Mettepenningen m.fl., 2013). Mellanhänder kan inte bara minska kostnaden för informationssökning på marknaden, utan också minska obalansen i tillgång på information mellan offentliga aktörer och markägare (Coggan m.fl., 2013b; Schomers m.fl., 2015). Lokalt väl förankrade mellanhänder kan vara bättre lämpade att identifiera lämpliga platser för kompensationsprojekt, och mellanhänder med goda nätverk och gott förtroende hos markägare kan tänkas sprida information till en lägre kostnad än offentliga myndigheter, vilket minskar kostnaden för myndigheternas arbete (Schomers m.fl., 2015). Mellanhänder har en kostnadsfördel jämfört med enskilda markägare bland annat genom att de kan tänkas använda sig av landskapsövergripande verktyg som exempelvis programvara för geografiska informationssystem (GIS) (Coggan m.fl., 2013a; Coggan m.fl., 2013b). Myndigheter kan tänkas delegera ansvar till mellanhänder, exempelvis för att formulera regler och ansvara för administration, övervakning och utvärdering i den mån detta innebär en kostnadsbesparing för myndigheten. Mellanhänderna kan dessutom tjäna ett bredare syfte genom att skapa nya affärsmöjligheter på landsbygden, genom att möjliggöra koppling mellan forskning och praktik, och genom uppbyggandet av habitatsbanker som kan utgöra en buffert i relation till projekt som är mer riskfyllda, och projekt som misslyckas (Primmer m.fl., 2019).

#### 4.1.2 Mellanhänders roll för riskhantering

De tre huvudintressenterna i ett ekologiskt kompensationsystem är markägare, kompensationspooler och exploatörer. Ett ekologiskt kompensationsystem kräver att markägare binder sig i ett långsiktigt avtal som hindrar att marken ifråga används för andra ändamål. Dessa långsiktiga beslut gör markägare mindre villiga att delta i kompensationsprojekt. Detta problem kan delvis hanteras genom uppbyggandet av biodiversitets- eller habitatsbanker, där mellanhänder bygger upp en större pool av kompensationskrediter vilka kan bytas mot exploateringsåtgärder vid ett senare tillfälle (Briggs m.fl., 2009). Kompensationspoolen kan bidra till en diversifiering av kompensationslokaler, habitat och arter, och därmed minska marknadsrisken jämfört med en situation där markägare handlar direkt med exploatörer. Detta medför emellertid också en ekonomisk risk för kompensationspoolen: de måste utveckla kompensationsåtgärder utan att veta det framtida

priset eller efterfrågan på kompensation. Vidare måste kompensationspoolen bära den ekologiska risken eftersom oförutsedda faktorer kan komma att påverka det framtida ekologiska resultatet, och därmed hur mycket ”mogna” kompensationsåtgärder som kan erbjudas. En viktig fråga är därför huruvida betalning för kompensation ska baseras på åtgärder för bevarande och förstärkning av habitat eller på resultatet av detta på den biologiska mångfalden (Schilizzi & Latacz-Lohmann, 2016; Zabel & Roe, 2009).

Habitatbanker som drivs av mellanhänder gör det möjligt att skapa en marknad för den risk som följer på förskjutningen i tid mellan åtgärd och kompensation. Det uppstår då en potentiellt lönsam affärsmöjlighet för markägare, där mellanhänder förmedlar kontrakt med köpare vilket dels minskar markägarens affärsrisk förknippad med ekologiska osäkerheter, dels minimerar transaktionskostnaderna för att upprätta avtal. Kangas och Ollikainen (2019) undersöker effekten av att introducera mellanhänder på en marknad under fri konkurrens, när mellanhänder tar ut en avgift för mäklaruppdraget med tillägg av en riskpremie. Avgiften för riskpremien höjer marknadspriset på kompensationsåtgärder och minskar därmed mängden utförd kompensation. Minskningen av mängden utförd kompensation kan emellertid väntas vara liten, eftersom avgifterna för existerande mellanhänder i branschen för ekologisk kompensation är låga. Kangas och Ollikainen (2019) menar därför att det är lönsamt för en exploatör att köpa en ”mogen” offset från en mellanhänder jämfört med att köpa ”omogna” offset direkt från markägaren, eftersom de senare kan vara förknippade med höga trading ratios i syfte att buffra för osäkerhet om framtida ekologiskt utfall (Kangas & Ollikainen, 2019). Mellanhänderns förmåga att buffra mot risken för misslyckade projekt höjer visserligen avgiften och minskar den totalt genomförda kompensationen men inverkan på marknaden är liten, däremot kan effekten på biologisk mångfald kan bli betydande (Kangas & Ollikainen, 2019). En begränsning i Kangas och Ollikainens (2019) studie är emellertid att man inte undersöker mellanhänderns beslutsproblem.

### 4.1.3 Praktiska erfarenheter av våtmarksbanker i USA

Våtmarksbanker har bedrivits i USA sedan början av 1990-talet i syfte att skapa stora, angränsande våtmarksområden, vilka gynnar ekosystemtjänsterna mer än fragmenterade habitat (Stein m.fl., 2000). Centraliserade våtmarksbanker har tillhandahållit säljbara krediter som har medfört att exploatörer sluppit att skapa ekologisk kompensation i samband med själva exploateringen (Stein m.fl., 2000). Detta har möjliggjort en ökning av antalet transaktioner och en minskning av transaktionskostnader och marknadsosäkerhet (Vaissière m.fl., 2017). Brown och Lant (1999) undersöker huruvida de amerikanska våtmarksbankerna uppnår No Net Loss, och visar att även om en stor andel av bankerna uppnår detta, så uppstår det sammantaget en nettoförlust av habitat på grund av att de skapade ekologiska värdena på våtmarkerna inte alltid blir så permanenta som man förväntat. Orsaken till detta är att riktlinjerna för skötsel inte följs tillräckligt väl. Dessutom kan tidsfördröjningar mellan vidtagna åtgärder och uppnådd ekologisk effekt leda till frekventa och tillfälliga våtmarksförluster som kan orsaka en nettoförlust av ekologisk funktion över tid (Bendor, 2009).

## 4.2 Kompensationspooler och marknadsmakt: betydelsen av ekologisk och ekonomisk osäkerhet

Baserat på kunskapsläget kan vi konstatera att mellanhänder kan förbättra systemet för ekologisk kompensation genom att inneha specialistkunskap om förutsättningarna för att restaurera eller anlägga habitat i den eller de regioner där systemet tillämpas. Mellanhanden kan dessutom minska sök- och förhandlingskostnaderna jämfört med en situation där exploitören själv måste hitta en möjlig plats och metod för att restaurera eller anlägga habitat samt förhandla med markägaren. Genom att minska sök- och förhandlingskostnaderna kan både exploateringen och kompensationsåtgärderna öka medan den övergripande ekologiska kvaliteten bibehålls. Detta skulle då gynna dem som drar nytta av exploateringen, exempelvis bostadssökande och individer och företag som använder sig av vägar och järnvägar.

Det är emellertid inte självklart att dessa positiva effekter kan uppnås. Det finns åtminstone två faktorer som påverkar utfallet. Den första är osäkerhet om det framtida ekologiska utfallet av åtgärder för att restaurera, anlägga eller bevara habitat. Om innehavaren av kompensationspoolen ogillar risk kan han eller hon vara ovillig att bedriva verksamheten om det krävs att poolen köper in habitat och åtgärder (så kallade offsets) i förväg, för att sedan sälja mogna offsets vid ett senare tillfälle när den slutliga effekten på de ekologiska värdena kan observeras. Denna osäkerhet om det ekologiska utfallet skapar då också osäkerhet om lönsamheten i att verka som kompensationspool. Statliga miljömyndigheter kan från sitt perspektiv föredra att offsettransaktioner görs när det slutliga resultatet av vidtagna åtgärder kan observeras, eftersom detta i högre grad möjliggör att man kan säkerställa att den totala habitatskvaliteten bibehålls.

Den andra faktorn av betydelse är att statliga myndigheter kan tänkas föredra att ha mellanhänder där man vet att dessa är mycket väl kvalificerade för att hantera verksamheten. Myndigheterna kan också ogilla att det finns en risk för att nya mellanhänder över tid kommer in på marknaden, medan gamla lämnar den till följd av att lönsamheten är för låg, eftersom detta kan öka osäkerheten om utbudet av offsets som är tillgängliga.

Dessa två faktorer kan tillsammans bidra till att statliga myndigheter kan komma att föredra att ha en eller ett fåtal mellanhänder med hög kompetens och god lönsamhet, och som kan förväntas vara kvar på marknaden över lång tid. Detta skulle leda till att mellanhanden får möjlighet att utöva marknadsmakt. När det bara finns en eller ett fåtal aktörer på en marknad kan dessa nämligen utöva marknadsmakt genom att påverka priset i en för dem förmånlig riktning. Det leder till ökad vinst för den aktör som innehar marknadsmakt, vilket kan motverka de upplevda negativa effekterna av osäkerhet om ekologiska utfall på det ekonomiska resultatet av kompensationspoolens verksamhet.

Syftet med följande analys är att undersöka mellanhänders roll på en marknad för ekologisk kompensation med och utan närvaro av marknadsmakt, med fokus på att jämföra ekonomiska och ekologiska utfall när det föreligger osäkerhet om utvecklingen av habitatskvalitet. Mer konkret undersöks tre olika scenarier:

**Fall I:** Det finns inga mellanhänder. Markägare och exploitörer upprättar själva kontrakt om kompensationsåtgärder, och antas verka på en konkurrensutsatt

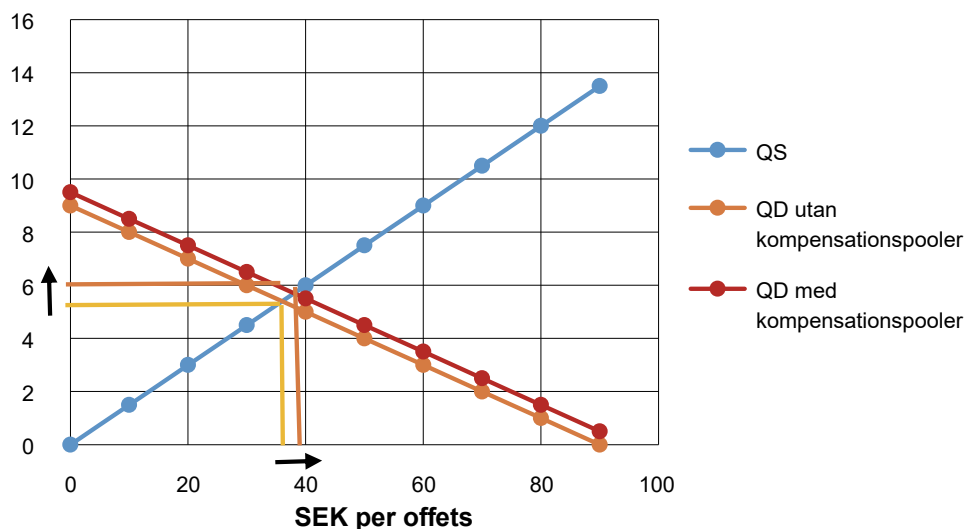
marknad med många markägare och många exploatörer. Vi antar att det förekommer en transaktionskostnad för att markägare och exploatörer ska finna varandra och upprätta kontrakt. Denna transaktionskostnad antas förenklat falla på exploatörerna, vilket motiveras av att transaktionskostnaderna kan väntas vara högre för dessa då de ofta inte är insatta i förvaltning av biologisk mångfald och habitat, samtidigt som de är beroende av kompensationsåtgärder för att genomföra sina exploateringsprojekt. Offsets antas köpas och säljas baserat på de habitatsfaktorer som för ögonblicket går att observera, samt de åtgärder som man kommer överens om ska genomföras på marken i fråga. Det betyder att man handlar med omogna offsets. Vi antar förenklat att dessa handlas baserat på förväntad effekt, det vill säga att man inte infört något ”trading ratio” som innebär att mer kompensation måste utföras om framtida effekter är osäkra. Detta motiveras av att vi här framför allt är intresserade av frågan om marknadsmakt, och dess effekter på ekologiska och ekonomiska utfall. Fall I har likheter med nuvarande system för ekologisk kompensation i Sverige, där det inte finns etablerade mellanhänder, eller utvecklade system för trading ratios vilka hanterar osäkerhet.

**Fall II:** Detta fall liknar det föregående men med en skillnad: vi antar att det finns mellanhänder, dvs. kompensationspooler. Kompensationspoolerna antas ta ut en avgift för sina förmedlingstjänster, och därigenom reducera exploatörernas transaktionskostnader. Kompensationspoolerna antas agera på en konkurrensutsatt marknad.

**Fall III:** Marknaden för kompensationspooler i det föregående fallet ersätts här av en enda kompensationspool. Denna enda kompensationspool har visserligen lägre transaktionskostnader än exploatörerna men kan också utöva marknadsmakt. Kompensationspoolen köper omogna offsets från markägare, och priset baseras på den förväntade utvecklingen av habitatskvaliteten. Därefter säljer kompensationspoolen mogna offsets till exploatörer vid ett senare tillfälle när effekterna av restaurerings- och anläggningsåtgärder kan observeras. Denna slutliga ekologiska effekt är inte känd för någondera parten vid den tidpunkt när kompensationspoolen köper upp åtgärder från markägaren, och inte heller känd av statliga myndigheter vid denna tidpunkt.

#### 4.2.1 Ekologisk kompensation under fri konkurrens

Låt oss börja med en jämförelse av fall I och II. I figur 6 visas en marknad för kompensation med och utan kompensationspooler. Figuren illustrerar frågeställningen utifrån ett generellt perspektiv, och data är godtyckligt valda. Kompensationspoolerna minskar här exploatörernas kostnad för kompensation, vilket innebär att efterfrågan på kompensation ökar. Införandet av kompensationspooler ökar såväl den totala kompensationen som ersättningen till markägaren. Eftersom handeln i offsets i båda fallen sker utan kännedom om framtida ekologiskt utfall av åtgärder för att restaurera och anlägga habitat så är den relativa osäkerheten densamma i båda fallen. Det innebär att den förväntade biologiska mångfalden hålls konstant, men det finns en osäkerhet om huruvida den konstanthålls i praktiken: utfallet kan tänkas bli både bättre och sämre än förväntat. Exploateringen av mark ökar. Det medför att den absoluta osäkerheten om den framtida biologiska mångfalden ökar.



Figur 6. Marknad med och utan kompensationspooler. I fallet med kompensationspooler antas fri konkurrens råda mellan dessa. Den brandgula linjen "QD utan kompensationspooler" visar efterfrågan på kompensationsåtgärder utan kompensationspooler. Den röda linjen "QD med kompensationspooler" visar efterfrågan på kompensation i närvaro av kompensationspooler, vilken är högre till följd av minskade transaktionskostnader. Linjen "QS" visar utbudet av kompensation från markägare. På x-axeln anges priset på kompensationsåtgärder på marknaden, dvs. ersättningen till markägaren. På y-axeln visas antalet offsets.

#### 4.2.2 Kompensationspool med marknadsmakt

Härnäst undersöker vi fall III. I detta fall antas utbudet av kompensationsåtgärder från markägarna vara detsamma som i de två föregående fallen. Däremot skiljer sig antagandena när det gäller kompensationspooler. Vi antar nu att vi har en enda, riskneutral kompensationspool. Kompensationspoolen antas liksom i fall II sänka sökkostnaderna på marknaden till följd av att man besitter specialkunskaper och har goda kontaktnät. Vi antar dessutom i detta fall att vi har två olika tidsperioder: i period I köper kompensationspoolen omogna offsets baserat på den förväntade, men osäkra, utveckling av habitat. I period II säljer kompensationspoolen mogna offsets, dvs. offsets där habitatet har hunnit utvecklas och förändras till följd av de åtgärder som vidtagits. Denna utveckling är emellertid osäker.

Eftersom det bara finns en enda kompensationspool så har den möjlighet att utöva marknadsmakt. Marknadsmakten kan utövas både gentemot markägaren, där kompensationspoolen kan agera som monopsonist, och gentemot exploatörerna, där den kan agera som monopol. En monopsonist är en ensam uppköpare, och som sådan har den möjlighet göra större vinst genom att pressa ner priset och köpa upp en mindre volym, jämfört med det pris och den volym som skulle gälla på en konkurrensutsatt marknad. En monopolist är en ensam säljare, och kan utnyttja denna situation genom att erbjuda en lägre volym av varan samtidigt som priset på varan sätts högre än vad som skulle vara fallet under konkurrens.

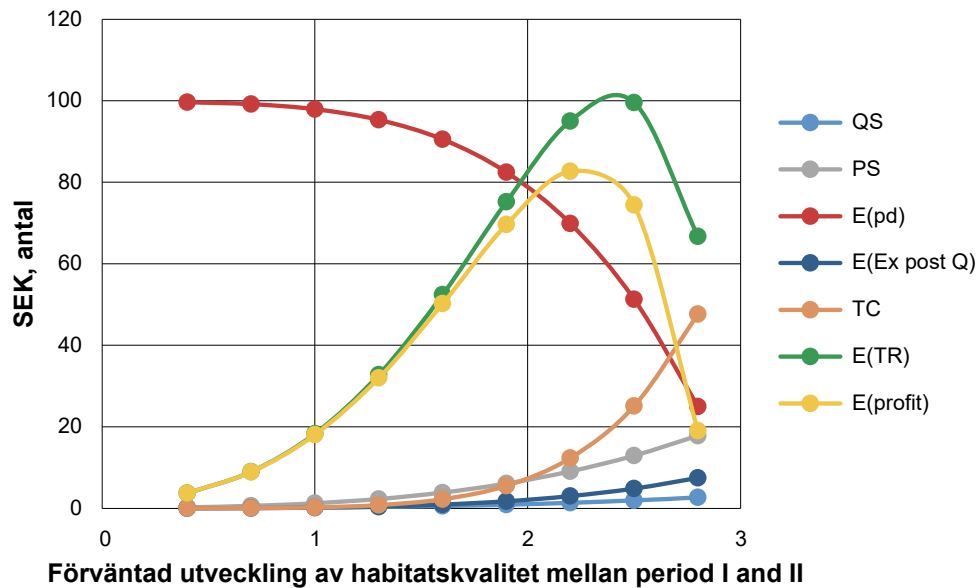
Den framtida utvecklingen av habitatskvaliteten blir nu av betydelse för kompensationspoolens beslut, och därmed för de ekonomiska och ekologiska effekterna av systemet. Vi antar här att habitatskvaliteten kommer att utvecklas positivt som en följd av vidtagna åtgärder, men att omfattningen på denna positiva utveckling inte är känd i period I. Vidare antar vi att statliga myndigheter har beslutat att det antal offsets som krävs står i proportion till den miljökada som uppstår vid



exploatering. Det betyder exempelvis att om habitatet utvecklas så att kvaliteten fördubblas mellan period I och II, så kommer en given exploatör i period II bara att behöva köpa hälften så många habitat som man skulle ha behövt köpa i period I. Det ovanstående betyder sammantaget att inköpspriset i period I och försäljningspriset i period II kommer att skilja sig åt även till följd av detta, och inte bara till följd av marknadsmakt.

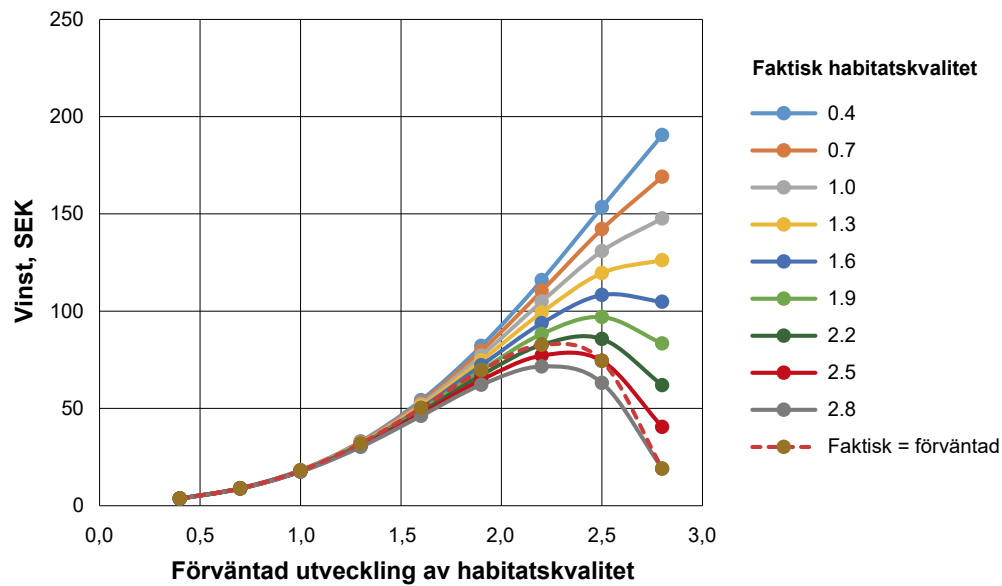
Eftersom kompensationspoolen nu har marknadsmakt så kommer dess förväntade vinst att öka. Hur stor denna vinstökning blir i slutänden beror på hur väl habitatet utvecklas. Det kan även tänkas uppstå ett extremfall om habitatet skulle utvecklas exceptionellt väl: det skulle då vara tänkbart att kompensationspoolen väljer att inte sälja alla sina offsets i period II eftersom den kan tänkas tjäna mer på att driva upp priset genom att undanhålla en del av sina offsets från marknaden. I detta extremfall har samhället gjort en miljövinster genom att habitatet har förbättrats, men exploateringen ökar inte i motsvarande grad trots att det finns en tillgång på möjliga offsets, vilket är en samhällsekonomisk nackdel. Denna situation behöver dock inte uppstå, utan det är fullt möjligt att alla inköpta habitat i period I också blir sålda i period II.

I figur 7 nedan illustreras förväntade ekonomiska utfall för kompensationspoolen, samt miljömässiga utfall i termer av antal offsets, för olika storlek på den förväntade utvecklingen av habitatet mellan tidsperiod I och II. Vi har simulerat dessa utfall för godtyckligt valda värden för efterfråge- och utbudsfunktionerna eftersom det inte finns empiriska data att utgå ifrån i detta fall. Den förväntade utvecklingen av habitatets kvalitet mellan period I och II indikeras på x-axeln. Figuren visar att få habitat köps in av kompensationspoolen (se grafen QS, som visar antal offsets) jämfört med vad som är fallet i jämviktslösningen i figur 6 ovan. Den mindre kvantiteten beror på möjligheten att utöva marknadsmakt. En god förväntad utveckling av habitatet medför ett högre inköpspris, och ett lägre försäljningspris. Vinsten för kompensationspoolen är som störst när den förväntade utvecklingen av habitatet är mellan 2 och 2.5, därefter sjunker den. Det betyder att vinsten av marknadsmakt beror på den förväntade utvecklingen av habitatet, och att en kompensationspool kan tänkas vara mer angelägen om att ha tillgång till marknadsmakt när den förväntade utvecklingen av habitatet är medelhög.



Figur 7. Förväntat utfall med kompensationspool som innehåller marknadsmakt: Inköpt antal habitat (QS), inköpspris för habitat (PS), förväntat försäljningspris för habitat i period II (E(pd)), totalkostnad för köp av habitat (TC), förväntade försäljningsintäkter för habitat (E(TR)), och förväntad vinst (E(profit)) för olika förväntad utveckling av habitatskvaliteten.

Figur 8 illustrerar kompensationspoolens vinst för olika kombinationer av förväntad och faktisk utveckling av habitatskvaliteten. Resultatet visar att kompensationspoolen gör särskilt hög vinst när den faktiska utvecklingen av habitatskvaliteten blir sämre än den förväntade. Det beror framförallt på att det då finns få offsets att sälja, vilket medför att priset på dessa offsets blir högt. Sammantaget blir slutsatsen att en kompensationspool som är överdrivet optimistisk om möjligheterna för habitatskvaliteten att utvecklas kan komma att göra större vinst än en kompensationspool som bedömer detta korrekt.



Figur 8. Faktiskt realiserad (ex post) vinst (y-axeln) för en kompensationspool med marknadsmakt, givet olika (ex ante) förväntad utveckling av habitatskvalitet (x-axeln) samt faktisk utveckling av habitatskvalitet. Den faktiska utvecklingen av habitatskvaliteten anges av legend, därmed finns det en kurva för varje nivå på utvecklingen av den faktiska habitatskvaliteten. Den prickade röda linjen uttrycker vinst vid en korrekt förutspädd utveckling av habitatskvaliteten, dvs. förväntad och faktiskt realiserad vinst är desamma. Denna graf är vidare identisk med kurvan för förväntad vinst,  $E(\text{profit})$ , i figur 7.

## 4.3 Diskussion

Kompensationspooler kan fungera som ett smörjmedel på en marknad för ekologisk kompensation, bland annat genom att sänka kostnaderna för exploatörer för att finna möjliga kompensationsprojekt. När syftet med kompensationspooler är att säkerställa att samhällsmål om bibehållen biologisk mångfald uppnås, är det emellertid också av betydelse att marknaden för kompensationspooler är välfungerande. Den ovanstående analysen visar på att det finns en avvägning mellan å ena sidan en önskan om att ha privat drivna kompensationspooler med högt ställda krav på kompetens (exempelvis genom certifiering) och med god lönsamhet i verksamheten för att säkerställa långsiktig verksamhet, och å andra sidan önskemål om att krav på ekologisk kompensation ska ställas oftare och genomföras i större skala, samt önskemål om att undvika att kompensationspooler gör övervinster på bekostnad av markägare och exploatörer.

Ett alternativ är offentligt drivna kompensationspooler. Det finns i nuläget ingen forskning som visar hur väl existerande offentligdrivna kompensationspooler fungerar jämfört med privata. Det är inte heller självklart vilka drivkrafter som påverkar offentliga myndigheters verksamhet: i andra sammanhang har forskningen studerat förvaltningsbeslut både under antagande om att förvaltningar är samhällsekonomiskt effektiva (exempelvis genom att de kostnadsminimerar för att nå uppställda mål) och under antagande om att förvaltningen maximerar storleken på den egna budgeten (Niskanen, 1968). Studier visar vidare att införandet av kostnadseffektiva styrmedel i miljöpolitiken går relativt långsamt, vilket strider mot antagandet om en samhällsekonomiskt effektiv förvaltning (Kirchgässner och Schneider, 2003). Det är därför än så länge oklart huruvida en offentligdriven kompensationspooler är att föredra jämfört med privatdrivna sådana.

## 5. Ekonomiska och sociala incitament för markägares miljöinvesteringar i våtmarker

För att styrmedel för ekologisk kompensation ska vara effektiva måste de vara attraktiva för markägare. Då systemet för ekologisk kompensation inte är implementerat i Sverige annat än i mycket liten skala har vi valt att istället undersöka faktorer som påverkar upptaget av stöd för miljöinvestering i våtmarker, vilket är tillgängligt genom landsbygdsprogrammet. Valet att studera detta stöd motiveras av att vi i projektet har valt att fokusera på just våtmarker, för vilka det finns förhållandevis god tillgång på data och där det också finns praktiska erfarenheter av våtmarksbanker utomlands. Dessutom innebär miljöstödet att det finns ekonomiska incitament för att vidta åtgärden, vilket det också finns när det gäller ekologisk kompensation.

### 5.1 Kunskapsläget

Betydelsen av våtmarker i jordbrukslandskapet har uppmärksammats av EU och dess medlemsstater, bland annat genom att restaurering och anläggning av våtmarker har identifierats som en av de åtgärder vilka berättigar till miljöstöd inom ramen för den gemensamma jordbrukspolitik (CAP). CAP utgör en ram för medlemsstaternas frivilliga åtgärder för att förbättra förhållandet mellan jordbruk och miljö, och syftar bland annat till att stimulera tillhandahållandet av miljövaror och miljötjänster genom att erbjuda lantbrukare möjligheten att vidta åtgärder mot en ekonomisk ersättning.

För att miljöstöd till våtmarker ska vara ett miljömässigt effektivt styrmedel, måste upptaget av åtgärden bland markägare vara högt. Detta upptag påverkas av många faktorer. Litteraturen visar att bland annat att socioekonomiska faktorer, geoklimatiska förhållanden och typen av markägare påverkar detta upptag (Bandiera och Rasul, 2006; Case, 1992; Conley och Udry, 2010; Krishnan och Patnam, 2014; Lewis m.fl., 2011). För markägare innebär beslutet att investera i restaurering och anläggning av våtmarker att man avstår från intäkter från annan tänkbar verksamhet på marken ifråga, exempelvis odling av jordbruksgrödor, och medför kostnader för restaurerings- och anläggningsåtgärder. Markägares vilja att vidta sådana åtgärder beror därför även på i vilken utsträckning de får ekonomisk kompensation för detta. Litteraturen visar också på ytterligare faktorer som påverkar upptaget av miljöstöd, som exempelvis rådgivning, kontraktsvillkor, markägarens tidigare erfarenhet av åtgärden, och hans eller hennes attityder och personliga egenskaper. Rådgivning och tidigare erfarenhet av åtgärden tenderar att leda till ett ökat upptag, och yngre markägare med större markinnehav och högre utbildningsnivå är mer

benägna att ansluta sig till miljöstödd. Mer flexibla kontraktsvillkor, och kortare kontraktstider, samt högre ersättning för åtgärden ökar också sannolikheten för att många markägare väljer att ansluta sig till en stödform.

Markägares beslut om verksamheten påverkas av deras sociala och informationsmässiga nätverk. Markägare påverkar därigenom varandras beslut, och effekten av denna ömsesidiga påverkan beror bland annat på hur nära markägarna befinner sig. Påverkan sker bland annat genom att en markägare kan lära sig av grannars erfarenheter av en åtgärd, och genom att de tar del av grannars subjektiva uppfattning om hur väl en åtgärd kan tänkas fungera. Denna ömsesidiga påverkan kan antingen förstärka eller bromsa upptaget av en miljöåtgärd. Studier har visat att sådana processer markägare emellan påverkar beslut både när en ny åtgärd introduceras och senare i processen (Bochiera och Rasul, 2006, Conley och Udry, 2010, Foster och Rosenzweig, 1995, Lawley och Yang, 2015).

Det svenska landsbygdsutvecklingsprogrammet (LBP) har stöttat lantbrukares åtgärder för att förbättra våtmarkshabitat genom olika miljöstödd sedan 1997 genom både stöd till miljöinvesteringar i anläggande och restaurering och miljöersättning för skötsel (Grigoryan, 2018). Syftet med investeringsstödet var att utvidga våtmarksarealen och öka utbudet av våtmarksrelaterade ekosystemtjänster i jordbrukslandskapet genom att öka den biologiska mångfalden och minska läckaget av näringsämnen. Stödnivån har varierat mellan olika delar av landet och mellan olika programperioder.

### 5.1.1 Vilka faktorer påverkar spridningen av våtmarksåtgärder i tid och rum?

Syftet med nedanstående analys är att undersöka vilken roll rumsliga interaktioner spelar för upptaget av miljöinvesteringar för våtmarker, vilka ersätts inom ramen för landsbygdsprogrammet. Dessa rumsliga interaktioner kan vara kopplade till sociala interaktioner mellan olika markägare, sociala interaktioner mellan markägare och andra intressenter, och spatiala variationer i de naturgivna förutsättningarna.

Studien undersökte samband i upptaget av åtgärder i tid och rum över samtliga svenska kommuner, och utvärderade huruvida kommuner vars grannar har särskilt höga ersättnings- och upptagsnivå är mer benägna att öka upptaget. Den senare frågan är inriktad på att undersöka huruvida ett intensivt fokus på specifika regioner skulle kunna leda till ett högre upptag av åtgärden även utanför fokusområdet till följd av en social dynamik och inlärningseffekter. Dessutom undersökte vi huruvida lokalt engagemang i jakt och naturvård, regionala prioriteringar av övergödningssproblem, alternativkostnader för mark, lantbrukets struktur och markanvändning påverkade upptaget av investeringsstödet för våtmarker.

## 5.2 Metod

I den statistiska analysen av data undersöks först förekomsten av spatiala interaktioner i upptaget av miljöinvesteringar för våtmarker med hjälp av beskrivande statistik. Data analyseras med hjälp av Morans spridningsdiagram, Morans I-statistik och Gearys C-statistik (Geary, 1954; Getis och Ord, 2010; Moran, 1948).

Analysen undersöker därefter om det finns en statistiskt säkerställd förekomst av spatiala processer genom att analysera följande två delfrågeställningar:

1. Finns det rumsliga samband i upptaget av miljöinvesteringar för våtmarker på kommunnivå?
2. Påverkas upptaget i en given kommun av grannkommunernas upptag under tidigare år?

Dessa två frågor besvaras med hjälp av spatiala ekonometriska metoder. Resultatet kan visa på förekomst av övergripande dynamiska spatiala samband. Däremot finns det svårigheter att avgöra huruvida effekten beror på likartade förhållanden eller sociala interaktioner. Den senare processen är av större intresse här, eftersom den inte är lika uppenbar för politiska beslutsfattare, men ändå kan ha konsekvenser för hur väl en stödåtgärd faller ut. För att kunna isolera och särskilja den del av de spatiala effekterna som härrör från den sociala interaktionen har vi därför undersökt en tredje delfrågeställning:

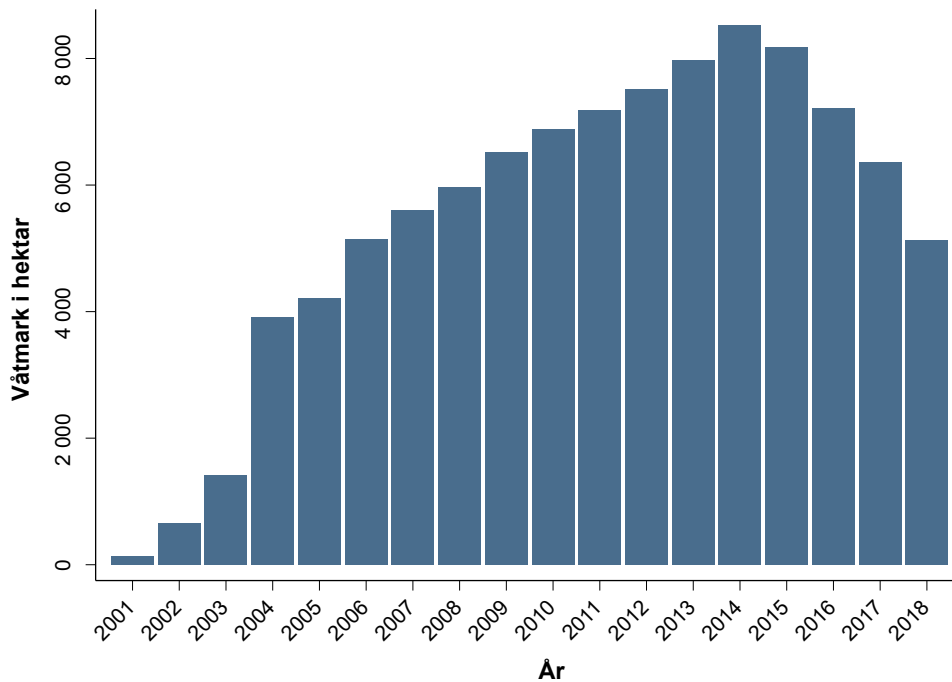
3. Har upptaget av våtmarksinvesteringar i kommuner där ersättningen är högre, och därmed upptaget av åtgärden högre, påverkat upptaget i grannkommuner där ersättningsnivån varit lägre? Mer specifikt jämför vi tre grupper av kommuner belägna i Götaland och Svealand: (i) kommuner i Götalands södra slättbygder där ersättningen var högre än i andra områden fram till och med 2006: ersättningen uppgick då till 90 % av investeringskostnaden; (ii) kommuner som gränsar till dessa; och (iii) övriga kommuner i Götaland och Svealand.

Denna tredje delfrågeställning besvaras med hjälp av regressioner med fasta effekter. Jämförelse av resultaten för de angränsande och icke-angränsande kommunerna före och efter 2006 gör det möjligt att isolera den spatiala spridningseffekten som ett resultat av markägares beslut och inte som en konsekvens av lokala förhållanden.

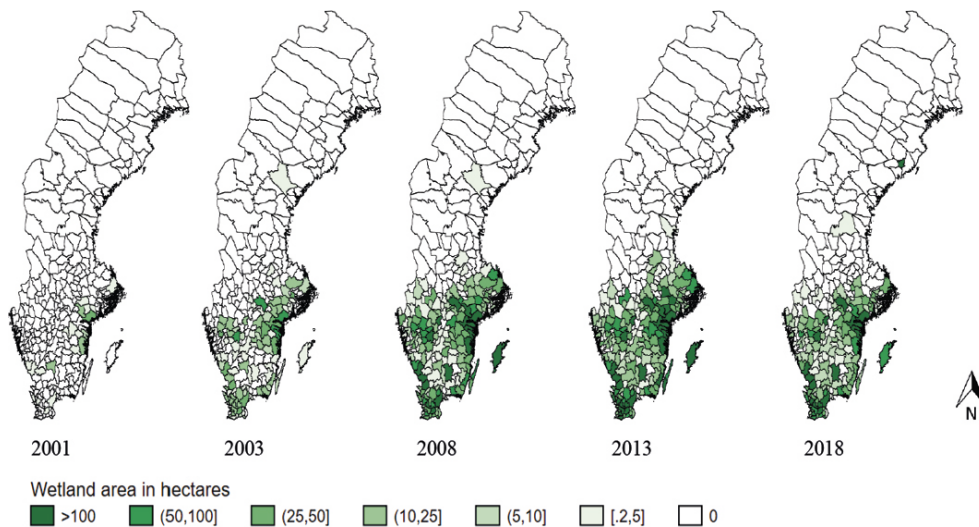
## 5.2.1 Data

Analysen utförs med hjälp av paneldata på kommunnivå över upptaget av miljöstöd för investeringar i våtmarker och småvatten inom ramen för landsbygdsprogrammet från 2001 till 2018 i Sverige. Dessa paneldata innehåller information om areal skapad och återställd våtmark per kommun och år, och antalet markägare som varit anslutna till stödformen under ett visst år. Detta har kompletterats med uppgifter ur offentlig statistik om markanvändning och inkomst, samt uppgifter som erhållits från Naturvårdsverket och Naturskyddsföreningen om antal jaktkort respektive medlemsantal.

Data över upptaget av investeringsstödet för anlagda och restaurerade våtmarker och hur det förändrats över tid visas i figur 9. År 2001 hade 33 markägare fått stöd för att investera i totalt 128 hektar våtmarker. Spridningen av stödet ökade fram till år 2014 när totalt 2003 lantbrukare fick stöd för totalt 8 527 hektar våtmark. Sett över hela tidsperioden var i genomsnitt fem markägare per kommun anslutna till stödformen under ett enskilt år. Stödet togs till en början upp i några kommuner belägna i de södra och sydvästra delarna av landet, se figur 10. Upptaget expanderade successivt och med ett synbart spatialt mönster, vilket indikerar en möjlig social spridningseffekt markägare emellan.



Figur 9. Anlagd och restaurerad våtmarksareal med miljöstud från landsbygdsprogrammet, 2001-2018.



Figur 10. Areal anlagda och restaurerade våtmarker i hektar i olika svenska kommuner under perioden 2001 till 2018. Källa: Aklilu and Elofsson (2020).

En faktor som kan tänkas förklara variationen i upptag av stöd för miljöinvestering i våtmarker är andelen arrenderad jordbruksmark. Lantbrukare som arrenderar marken har inte möjlighet att ansluta sig till stödformen, utan den möjligheten är förbehållen markägaren. Data från Jordbruksverkets statistik visar att i medeltal 20 % av all jordbruksmark i en kommun arrenderades ut under den studerade tidsperioden. Lantbruksföretagens storlek, markanvändning, och produktivitet är andra faktorer som kan påverka upptaget av stödformen. För att kontrollera för dessa faktorer tar analysen hänsyn till normskörd för höstvet (som en indikator på markens produktivitet och därmed alternativkostnaden för mark), areal

åkermark och betesmark, och förekomsten av större gårdar (över 100 ha) i olika kommuner. Det är vidare tänkbart att upptaget av åtgärden påverkas av andra intressen än de som är direkt kopplade till jordbruksproduktionen. En sådan faktor är jaktintresset: om en markägare själv är intresserad av jakt, eller om han eller hon arrenderar ut sin mark för jakt, så kan intresset för stödformen vara högre eftersom investering i våtmarker kan höja det jaktliga värdet på marken. Vi har därför inkluderat antalet jaktkortslösare per kommun och år som en indikator på jaktintressena. Vidare kan intresset för naturvård och biologisk mångfald tänkas öka upptaget eftersom våtmarker har en positiv effekt in detta avseende. Om markägaren själv, eller hans eller hennes bekantskapskrets, har ett sådant intresse kan viljan att ansluta sig till stödet tänkas vara högre. För att spegla detta inkluderar vi antalet medlemmar i Naturskyddsföreningen som indikator på naturvårdsintresset. Slutligen kan länsstyrelsernas bedömning av de enskilda våtmarksprojekten tänkas påverka huruvida finansiering beviljas. I denna bedömning har länsstyrelserna att väga in våtmarkernas positiva effekter på vattenkvaliteten genom att de fungerar som en kväve- och fosforfälla. För att kontrollera för hur detta påverkar upptaget av åtgärden tar analysen även hänsyn till storleken på miljöstödet via landsbygdsprogrammet för att minska kväveläckaget, vilket då utgör en indikator på omfattningen av problemet med kväveläckage och länsstyrelsernas syn på behovet att åtgärda detta problem.

## 5.3 Resultat

Den beskrivande statistiken, se tabell 3, del I, visar att Morans I- och Gearys C-testen är positiva och signifikanta både när den spatiala effekten mäts som en effekt av de 10 närmaste grannkommunerna, och när den mäts baserat på fågelavståndet mellan kommunernas mittpunkt. Det tyder på att det finns en positiv spatial autokorrelation över kommunerna i upptaget av miljöstödet ifråga. Analysen av spatiala processer följs därför upp med hjälp av spatial ekonometrisk analys. Två olika regressionsmodeller används, en Spatial Autoregressiv (SAR) modell och en Dynamisk Spatial Autoregressiv (DSAR) modell. SAR-modellen tar hänsyn till samband i nutid, dvs. om en ökning av upptaget av åtgärden i en given kommun är korrelerad med en samtida ökning av upptaget i grannkommunerna. Resultaten för SAR modellen visas i Tabell 3, del II, där det framkommer att det finns en statistiskt signifikant och positiv spatial autokorrelationskoefficient ( $\rho$ ). Det betyder att det finns spatiala samband mellan upptaget av åtgärden på kommunnivå. Detta samband kan orsakas av att markägare observerar varandras beslut om upptag och utfallet av dessa beslut men kan också bero på likartade förhållanden i närliggande kommuner. DSAR-modellen gör en dynamisk analys där även samband mellan grannkommuners upptag över tid undersöks. Resultatet av detta presenteras i tabell 3, del II, och visar att både den spatiala, samtida effekten av upptaget i grannkommunerna, indikerad av variabeln ( $\rho$ ), och den spatiala tidsfördröjda effekten, indikerad av variabeln ( $\psi$ ), är positiva och signifikanta. Resultatet för DSAR-modellen visar att grannkommuners upptag av investeringsstöd för våtmarker under både innevarande och föregående år har ett signifikant och positivt samband med upptaget i den studerade kommunen under innevarande år. Detta är en stark indikation på att det inte bara rör sig om likartade förhållanden i grannkommuner utan också om en social påverkan.



Efter dessa resultat som visar på övergripande spatiala samband som påverkar upptaget av investeringsstödet för våtmarker görs en mer specifik jämförelse av kommuner som är grannar till kommuner med högre ersättning och därmed högre upptag, och de som inte är grannar till dessa. Denna jämförelse görs med hjälp av en variabel, *Granne×period\_II*, som indikerar upptaget av åtgärden från år 2007 och framåt i kommuner som gränsar mot kommuner i Götalands slättbygder. Skälet till att just detta år valts som en brytpunkt är att investeringsstödet före denna tidpunkt var högre i Götalands södra slättbygder, men från och med 2007 utsträcktes möjligheten att få detta högre stöd till hela landet.

Resultaten av denna sistnämnda analys svarar på den tredje frågan ovan, och återfinns i tabell 3, del III. Dessa resultat visar att de kommuner som gränsar mot kommuner i Götalands södra slättbygder anlägger och restaurerar våtmarker i högre takt än andra kommuner i Götaland och Svealand vilka har samma förutsättningar i övrigt. Jämfört med dessa icke-grannar hade grannkommunerna under perioden efter 2007 anlagt och restaurerat 17 % större areal våtmark, och det var 16 % fler markägare som vidtog åtgärden. Detta visar att kommuner med hög ersättning och därmed högt upptag har utövat ett inflytande på grannkommunerna. Det är därför tänkbart att lokala ansträngningar att öka upptaget av våtmarksinvesteringar kan resultera i positiva sidoeffekter på angränsande områden via lantbrukares sociala nätverk. Analysen av den spatiala spridningen av stödet för miljöinvesteringar i våtmarker visar att effekten är starkare för kommuner som ligger nära varandra än för de som ligger längre ifrån.

Av de övriga förklaringsvariablerna är miljöstödet för minskat kväveläckage i hög grad korrelerat med stödet till anläggning och restaurering av våtmarker, vilket indikerar att våtmarksstöden oftare beviljas och/eller beviljas med högre stödnivå i områden där vattenkvaliteten anses vara ett angeläget problem. Resultaten visar inte på något starkare samband mellan förekomst av åkermark och våtmarksinvesteringar, däremot finns ett signifikant och positivt samband med förekomsten av betesmark. Detta förefaller rimligt med tanke på att omvandling av betesmark till våtmark medför lägre alternativkostnader för mark än omvandling av åkermark till våtmark. Det genomsnittliga upptaget av stöd för våtmarksinvestering är högre i kommuner med en hög andel stora gårdar (över 100 ha) än i kommuner som i högre grad domineras av små lantbruk. Förekomst av jaktkort, antal medlemmar i Naturskyddsföreningen, och normskörd för höstvetete hade inte något signifikant samband med miljöinvesteringar i våtmarker.

**Tabell 3. Resultat av spatial analys av upptaget av stöd för miljöinvestering i våtmarker och småvatten.**

I. Test av spatial autokorrelation				
	För 10 närmaste grannkommuner		Viktad effekt beroende på avstånd mellan kommuner	
Moran's I stat.	0.525***		0.233***	
Geary's C stat.	0.457***		0.768***	
II. Skattning av spatial regressionsmodell				
	Spatial Autoregressiv (SAR) modell		Dynamisk Spatial Autoregressiv (DSAR) modell	
Beroende variabel:	Våtmarksareal	Antal markägare	Våtmarksareal	Antal markägare
Spatial effekt av grannkommuners upptag ( $\rho$ )	0.514*** (0.038)	0.645*** (0.033)	0.166*** (0.029)	0.297*** (0.033)
Spatial, tidsfördröjd effekt av grannkommuners upptag ( $\psi$ )			0.407*** (0.044)	0.389*** (0.038)
III. Skattning av modell med fasta effekter				
Beroende variabel:	Våtmarksareal		Antal markägare	
Grannxperiod_II	0.171** (0.070)		0.165*** (0.044)	

Noter: Robusta standardfel inom parentes. \*  $p < 0.1$ , \*\*  $p < 0.05$ , \*\*\*  $p < 0.01$ . Alla variabler är logaritmerade. För detaljer se Aklilu and Elofsson (2020).

## 5.4 Diskussion

Spatiala interaktioner genom lantbrukares nätverk kan tänkas öka eller minska upptaget av en miljöåtgärd, beroende på om lantbrukarna har positiva eller negativa erfarenheter av åtgärden som helhet. Möjligheten att göra ekonomiska vinster genom en åtgärd, genom att det erbjuds kompensation från myndighet eller genom att markägaren kan förhandla sig till ett bra pris på åtgärden på en marknad, kan i sig väntas öka sannolikheten för upptag och kan därmed bidra till spridningen.

Ovan utvärderas i vilken utsträckning upptag av miljöstöd för investering i våtmarker och småvatten påverkas av spatiala interaktioner mellan markägare. Resultaten visar att det finns spatiala mönster som sannolikt kan förklaras av sociala interaktioner inom lantbrukares nätverk. En annan tänkbar drivkraft bakom det geografiska spridningsmönstret kan tänkas vara rådgivning, exempelvis via Hushållningssällskapen, eftersom dessa bedriver utbildning och tillhandahåller information specifikt inriktat mot anläggning, restaurering och skötsel av våtmarker. Den spatiala interaktionen som vi identifierat är dynamisk i tid och rum. Kommuner som före 2007 hade högre ersättning och upptag har exempelvis påverkat upptaget i grannkommunerna positivt. En riktad åtgärd, i form av miljöstöd till en specifik region, kan därför tänkas leda till spridningseffekter till närliggande områden vilka få positiva effekter för samhället och miljön. Spridningseffekterna minskar med avståndet från den aktuella regionen.

## 6. Slutsatser och förslag

Inom detta projekt har vi haft ett fokus på förutsättningarna för att använda krav på ekologisk kompensation i större skala i Sverige. En sådan ökad användning av ekologisk kompensation skulle kunna vara fördelaktig eftersom den kan bidra till att den övergripande biologiska mångfalden bibehålls, samtidigt som ett införande av marknadsliknande former för försäljning och inköp av kompensationsåtgärder skulle kunna leda till en ökad kostnadseffektivitet. Alternativet förefaller att vara att kompensationskrav ställs och åtgärder vidtas endast för ett fåtal fall av exploatering på det sätt som är fallet idag. Det kan tänkas förhindra exploatering i vissa fall, men också leda till att exploatering sker utan att krav på kompensation ställs på grund av att kompensation uppfattas som alltför kostsamt i förhållande till den miljömässiga nyttan<sup>4</sup>.

Vi har i projektet visat hur man kan gå tillväga för att bedöma för- och nackdelar med att tillåta ekologisk kompensation inom större respektive mindre regioner. Utifrån denna förenklade modell, och allt annat lika, visar resultaten att en snävare geografisk begränsning av kompensationen medför högre kostnader. Effekten på kostnaderna blir än mer påtaglig om man i sammanhanget ställer krav på att kompensation vidtas så att den avsedda effekten uppnås med god säkerhetsmarginal. En geografisk begränsning av kompensationen medför även en risk, eftersom ett sådant system inte kan hantera samband i biologisk mångfald mellan de regioner som man avgränsat. Resultaten har visats empiriskt i projektet för ekologisk kompensation av våtmarkshabitat, med olika mått på artrikedom för fåglar som en indikator för våtmarkers biodiversitet. Den empiriska analysen visar också hur så kallade trading ratios, dvs. bytesförhållanden eller växelkurser mellan exploaterade våtmarker i en given region och restaurering eller anläggning av våtmarker i samma och andra regioner, kan tas fram, samt kan anpassas till olika krav på säkerhet i måluppfyllelse. Sådana trading ratios kan användas för att skapa en marknad för kompensation som är kostnadseffektiv och där målet om bevarande av biologisk mångfald nås med en av politiker vald säkerhetsmarginal.

Den beskrivna empiriska illustrationen har främst ett pedagogiskt syfte. För att ett likartat system ska kunna utvecklas i praktiken behöver man ta ställning till ett flertal faktorer. För det första måste nationella myndigheter som Naturvårdsverket, och politiker, överväga hur målen för bevarande av biodiversitet är relaterade till den geografiska spridningen av biodiversiteten, dvs. ska målen ses som gällande på nationell nivå eller för en lägre geografisk nivå och i så fall vilken. Ett nästa steg är att utforma riktlinjer för trading ratios, som indikerar hur förlust av en given typ av habitat i en viss region kan kompenseras genom åtgärder i samma och andra regioner, och vilken omfattning som då krävs för kompensationsåtgärderna. Utan sådana riktlinjer kan det bli svårt att utveckla kompensationsystemet i större skala. Även riktlinjer som är vägledande snarare än bindande torde underlätta betydligt för den framtida utvecklingen av kompensationsystem.

---

<sup>4</sup>I dagsläget finns inga kvantitativa analyser som undersöker hur vanligt det är exploateringsplaner förhindras på grund av miljökrav, eller om krav på kompensation ökar möjligheten att ett givet projekt beviljas.

En given fråga är då hur forskningen kan bidra till utvecklingen av sådana riktlinjer. I detta projekt har vi använt data över förekomst av fågelarter i svenska våtmarkshabitat i olika delar av landet, baserade på allmänhetens fågelobservationer. Ekologisk kompensation kan vara aktuell även för andra typer av habitat och artgrupper (see zu Ermgassen m.fl. 2019; Josefsson m.fl.2021). Även om det kan finnas vissa data för att beräkna förlust och kompensation av biologisk mångfald för miljöer som naturbetesmarker och olika typer av skogar visar en genomgång av litteraturen att det i stort saknas fullständiga data (dvs. både förlust- och kompensationsdata; Josefsson m.fl. 2021). Långsiktig miljöövervakning av landskap, habitat och biodiversitet, som t.ex. Nationell Inventering av Landskap i Sverige (NILS) och Regional miljöövervakning av landskapsrutor (Remiil), häckfågeltaxeringen och ängs-och betesmarksuppföljningen kan ge goda data med bred geografisk täckning. När sådana data finns kan det möjliggöra jämförelser av habitat i olika delar av landet med avseende på förekomst av biologisk mångfald. Framför allt ger dessa data en möjlighet att uppskatta förlusten av mångfald när miljöer försvinner eller påverkas. De kan också ge en antydning om hur man ska kompensera, men då behövs även information om effekter av restaurering och anläggning av habitat. Fler fallstudier och sammanställningar av befintliga restaurerings- och anläggningsprojekt skulle kunna innebära en bättre täckning av de habitatstyper, artgrupper och åtgärder som idag i stort saknar empiriska data. När dessa data finns tillgängliga, och kombineras med information om relativkostnaderna, kan trading ratios räknas ut för olika åtgärder.

Kompensationspooler kan tänkas underlätta funktionen hos marknader för ekologisk kompensation genom att de sänker kostnaderna för att finna kompensationsåtgärder. Så länge handeln med kompensationsåtgärder sker i termer av förväntad effekt, det vill säga baseras på habitatets tillstånd när kontrakt upprättas, och de åtgärder man då kommer överens om, kan effekten av kompensationspoolerna sannolikt i huvudsak vara positiv. En förutsättning för dessa pooler torde emellertid vara att riktlinjer för trading ratios tydliggörs. Det har även diskuterats huruvida kompensationspooler kan överta en stor del av den ekologiska och ekonomiska risken, genom att de först köper upp kompensationsåtgärder från markägare, sedan säljer dessa till exploatörer vid en senare tidpunkt när den ekologiska effekten av åtgärderna blivit synlig. Detta skulle visserligen underlätta för de myndigheter vilka ansvarar för miljömålen, men medför en risk att kompensationspooler blir olönsamma eller blir en riskutsatt bransch. Under sådana förhållanden kan det från branschens sida komma förslag som leder till att antalet aktörer minskar, vilket medför att lönsamheten kan öka. Emellertid kan då verksamheten också komma att minska i omfattning, vilket är en oönskad effekt. Det kan därför finnas skäl att eftersträva konkurrens mellan olika kompensationspooler, samtidigt som en god kvalitet och långsiktighet i verksamheten är nödvändig för att poolerna ska fylla sitt syfte.

Försök med ekologisk kompensation i större skala skulle till en början kunna göras på regional nivå. Vid valet av region förefaller det mest lämpligt att välja ett område med goda förutsättningar för kompensationsåtgärder, dvs. där intresset från markägare att delta kan förväntas vara högt. Vi föreslår att ett sådant experiment framförallt skulle fokusera på möjligheterna att utveckla själva praxisen för kompensation och genomförandet av åtgärderna, och att detta ska åsättas en högre prioritet än de omedelbara ekologiska effekterna. Kunskapen om hur styrmedlet kan utformas och användas på ett sätt som är ändamålsenligt och effektivt vad

gäller att koordinera krav på kompensation (och därmed efterfrågan på åtgärder) med utbudet av åtgärder kan sedan komma till nytta i en större skala för att säkerställa goda ekologiska effekter. I ett sådant experiment kan även kompensationspoolers roll utvecklas för att åstadkomma miljöeffektiva och kostnadseffektiva åtgärder som är ändamålsenliga för exploatörer, markägare och myndigheter. Sådana försök kan lämpligen utformas på vetenskaplig basis så att man samtidigt undersöker hur valet av marknadsform kan anpassas till marknadens storlek och de ekosystemtjänster som marknaden ska hantera.

Slutligen ska det konstateras att även om det finns goda argument för att tillåta att ekologisk kompensation utförs inte bara i det absoluta närområdet, utan även kan utföras på längre avstånd från det exploaterade området i linje med vad som studerats i detta projekt, så finns det några faktorer som ändå talar för kompensation i närområdet. En faktor är självfallet att kompensation i närheten möjliggör att samma mångfald, dvs. samma uppsättning specifika arter, lättare kan kompenseras. Speciellt relevant är detta för unika eller ovanliga arter eller habitatstyper som enbart förekommer på en eller fåtal platser. Till en viss del är detta relevant för kompensation av hela djur- och växtsamhällen även över större geografiska skalor, som mellan regioner eller klimatzoner, eftersom artpolerna kan skilja sig mellan de områden som exploateras och som kompenseras. En annan aspekt på frågan är det faktum att många habitat och möjliga kompensationsåtgärder är multifunktionella, och bidrar till både ett flertal ekosystemtjänster och rekreationsmöjligheter. Det första väcker frågan om huruvida många olika ekosystemtjänster ska hanteras parallellt, eller om vissa ekosystemtjänster ska utväljas som nyckelfaktorer vid beslut om ekologisk kompensation. Som exempel kan nämnas det faktum att våtmarker, som vi studerat i projektet, inte bara bidrar till biologisk mångfald utan även till förbättrad vattenkvalitet, där dessa två effekter inte nödvändigtvis har något starkt samband. Dessutom är flera ekosystemtjänster av lokal karaktär, exempelvis vattenkvalitet. Detsamma kan gälla rekreationsvärden. Storleken på rekreationsvärdena kan vara betydande, och om de ska ingå i ett system för ekologisk kompensation över större geografiska avstånd är det inte givet hur detta bör hanteras. Som ovan diskuterats kan effekten på rekreation ses som något kommuner kan väntas väga in vid exploateringsbeslut, men detsamma gäller inte nödvändigtvis vid nationella beslut om exploatering, exempelvis för att skapa ny infrastruktur. Det är inte heller uppenbart att det finns samhälleliga mål om att bibehålla en viss given mängd natur för rekreationsändamål. Sammantaget kan man alltså konstatera att det finns ett tydligt behov av att genom forskning vidare undersöka hur multifunktionalitet och rekreationsvärden kan hanteras på olika rumsliga skalor i samband med ekologisk kompensation.

## 7. Tack

Arbetet har bedrivits med stöd av en referensgrupp bestående av Erik Evestam, LRF, Ylva Berry, länsstyrelsen i Stockholms län, Erika Frenning, länsstyrelsen i Uppsala län, Knut Per Hasund, Jordbruksverket, Lisa Björk, Naturvårdsverket, Erik-Sjödin, Naturvårdsverket, och Fredrik Granath, Naturvårdsverket. Lisa Björk och Erik Sjödin har inte deltagit i slutfasen av arbetet på grund av föräldraledighet respektive ändrade arbetsuppgifter. Referensgruppen har bidragit med synpunkter på vetenskapliga prioriteringar inom projektet och råd om data, samt med värdefulla synpunkter på tolkningen av mål för biologisk mångfald på olika geografisk skala, och för olika typer av artgrupper.

## 8. Publikationer och manuskript

Aklilu, A.Z., Elofsson, K. (2020). Wetland investment support schemes: adoption and spatial interactions. *Land Economics* (in print).

Elofsson, K., Hiron, M. Pärt, T. (2021) Ecological compensation of stochastic wetland biodiversity: national or regional policy schemes?. Manuskript, skickat till tidskrift.

Elofsson, K., Aklilu, A.Z. (2021). Will compensation pools improve on ecological compensation schemes? Manuskript.

# Källförteckning

- Aklilu, A.Z., Elofsson, K. (2020). Wetland investment support schemes: adoption and spatial interactions. *Land Economics* (in print).
- Art databanken. 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Bandiera, O., Rasul, I. (2006). Social networks and technology adoption in northern Mozambique. *The Economic Journal*, 116(514), 869-902.
- Bateman, I.J., Day, B.H., Georgiou, S., Lake, I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological economics*, 60(2), 450-460.
- Bendor, T. (2009). A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. *Landscape and Urban Planning*, 89(1-2), 17-27.
- Berg Å, Cronvall E, Eriksson Å, Glimskär A, Hiron M, Knape J, Pärt T, Wissman J, Zmihorski M. & Öckinger E. 2020. Assessing agri-environmental schemes for semi-natural grasslands during a 5-year period: can we see positive effects for vascular plants and pollinators? *Biodiversity Conservation* 28:3989-4005
- Boisvert, V. (2015). Conservation banking mechanisms and the economization of nature: An institutional analysis. *Ecosystem Services*, 15, 134-142.
- Briggs, B. D., Hill, D. A., Gillespie, R. (2009). Habitat banking—how it could work in the UK. *Journal for Nature Conservation*, 17(2), 112-122.
- Brown, P. H., Lant, C. L. (1999). The effect of wetland mitigation banking on the achievement of no-net-loss. *Environmental management*, 23(3), 333-345.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2009). *Biodiversity Offset Implementation Handbook*. BBOP, Washington, D.C.
- Case, A. (1992). Neighborhood influence and technological change. *Regional science and urban economics*, 22(3), 491-508.
- Charnes, A., Cooper, W. W. (1959). Chance-constrained programming. *Management science*, 6(1), 73-79.
- Charnes, A., Cooper, W. W. (1963). Deterministic equivalents for optimizing and satisficing under chance constraints. *Operations research*, 11(1), 18-39.
- Chevalier, M., Russell, J. C., & Knape, J. (2019). New measures for evaluation of environmental perturbations using Before-After-Control-Impact analyses. *Ecological Applications*, 29(2), e01838.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S., Bennett, J. (2013a). Factors that influence transaction costs in development offsets: Who bears what and why? *Ecological Economics*, 88, 222-231.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S. M., Bennett, J. (2013b). Intermediaries in environmental offset markets: actions and incentives. *Land Use Policy*, 32, 145-154.
- Conley, T. G., Udry, C. R. (2010). Learning about a new technology: Pineapple in Ghana. *American economic review*, 100(1), 35-69.



- Drechsler, M., Wätzold, F. (2009) Applying tradable permits to biodiversity conservation: effects of space-dependent conservation benefits and cost heterogeneity on habitat allocation. *Ecological Economics* 68, 1083–1092.
- Ducos, G., Dupraz, P., Bonnieux, F. (2009). Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs. *Journal of environmental planning and management*, 52(5), 669-687.
- Fahrig, L. 2020. Why do several small patches hold more species than few large patches?. *Global Ecology and Biogeography*, 29(4), 615-628.
- Flyckt, L. (2010). Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening. Linköping University, [https://wrs.se/wp-content/uploads/2014/03/Exjobb\\_LindaFlyckt110126\\_svenska-vatmarker-for-spillvattenrening.pdf](https://wrs.se/wp-content/uploads/2014/03/Exjobb_LindaFlyckt110126_svenska-vatmarker-for-spillvattenrening.pdf)
- Foster, A. D., Rosenzweig, M. R. (1995). Learning by doing and learning from others: Human capital and technical change in agriculture. *Journal of political Economy*, 103(6), 1176-1209.
- GAMS Development Corporation. 2019. General Algebraic Modeling System (GAMS) Release 27.1.0, Fairfax, VA, USA.
- Geary, R. C. (1954). The contiguity ratio and statistical mapping. *The incorporated statistician*, 5(3), 115-146.
- Getis, A., Ord, J. K. (2010). The analysis of spatial association by use of distance statistics. In *Perspectives on Spatial Data Analysis* (pp. 127-145): Springer.
- Gren, M., Baxter, P., Mikusinski, G., & Possingham, H. (2014). Cost-effective biodiversity restoration with uncertain growth in forest habitat quality. *Journal of Forest Economics*, 20(1), 77-92.
- Grigoryan, S. (2018). Våtmarker och dammar – en uppföljning inom landsbygdsprogrammet t baserad på uppgifter fram till och med den 2 oktober 2018. Uppföljningsrapport 2019:2. Jordbruksverket. [https://www2.jordbruksverket.se/download/18.1ce91ab9170c32518d0153ce/1583848605666/Upp19\\_2.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/download/18.1ce91ab9170c32518d0153ce/1583848605666/Upp19_2.pdf)
- Gren, M., Baxter, P., Mikusinski, G., Possingham, H. (2014). Cost-effective biodiversity restoration with uncertain growth in forest habitat quality. *Journal of Forest Economics*, 20(1), 77-92.
- Hartig, F., Drechsler, M., 2009. Smart spatial incentives for market-based conservation. *Biological Conservation* 142, 779–788.
- Hiron, M., Pärt, T., Siriwardena, G. M., Whittingham, M. J. 2018. Species contributions to single biodiversity values under-estimate whole community contribution to a wider range of values to society. *Scientific reports*, 8(1), 1-7.
- Huber-Stearns, H. R., Goldstein, J. H., Duke, E. A. (2013). Intermediary roles and payments for ecosystem services: A typology and program feasibility application in Panama. *Ecosystem Services*, 6, 104-116.
- Johnson, M. D. (2007). Measuring habitat quality: a review. *The Condor*, 109(3), 489-504.

Jordbruksverket. 2018. Våtmarker och dammar – en uppföljning inom landsbygdsprogrammet. Board of Agriculture, Jönköping.

Josefsson, J., Ahlbäck Widenfalk, L., Blicharska, M., Hedblom, M., Pärt, T., Ranius, T. & Öckinger, E. 2021. Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – where is the evidence? *Biological Conservation* in press.

Kačergytė, I., Arlt, D., Berg, Å., Żmihorski, M., Knape, J., Rosin, Z.M. & Pärt, T. 2021. Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biological Conservation* 257: 109084

Kangas, J., Ollikainen, M. (2019). Economic insights in ecological compensations: market analysis with an empirical application to the Finnish economy. *Ecological Economics*, 159, 54-67.

Kirchgässner, G., Schneider, F. (2003). On the political economy of environmental policy. *Public Choice*, 115(3-4), 369-396.

Krishnan, P., Patnam, M. (2014). Neighbors and extension agents in Ethiopia: Who matters more for technology adoption? *American Journal of Agricultural Economics*, 96(1), 308-327.

Lawley, C., Yang, W. (2015). Spatial interactions in habitat conservation: Evidence from prairie pothole easements. *Journal of Environmental Economics and Management*, 71, 71-89.

Lewis, D. J., Barham, B. L., Robinson, B. (2011). Are there spatial spillovers in the adoption of clean technology? The case of organic dairy farming. *Land Economics*, 87(2), 250-267.

Mallory, M. L., & Ando, A. W. (2014). Implementing efficient conservation portfolio design. *Resource and Energy Economics*, 38, 1-18.

Markowitz, H. (1952). Portfolio analysis. *Journal of Finance*, 8, 77-91.

Markowitz, H. (1959). Portfolio selection. *Investment under Uncertainty*.

Mettepenningen, E., Vandermeulen, V., Delaet, K., Van Huylenbroeck, G., Wailes, E. J. (2013). Investigating the influence of the institutional organisation of agri-environmental schemes on scheme adoption. *Land Use Policy*, 33, 20-30.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being. Biodiversity Synthesis. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>

MOE (Miljö- och energidepartementet). 2017. Ekologisk kompensation – Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses. SOU 2017:34. Elanders Sverige AB, Stockholm.

Moilanen A, van Teeffelen AJA, Ben-Haim Y, Ferrier S. 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology* 17, 470–78.

Moran, P. A. (1948). The interpretation of statistical maps. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 10(2), 243-251.

- Naturvårdsverket. 2019. Precisering av Myllrande våtmarker. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Myllrande-vatmarker/Precisering-av-Myllrande-vatmarker/>
- Niskanen, W. A. (1968). The peculiar economics of bureaucracy. *The American Economic Review*, 58(2), 293-305.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. Fåglarna i Sverige – antal och förekomst. SOF, Halmstad.
- Pham, T. T., Campbell, B. M., Garnett, S., Aslin, H., Hoang, M. H. (2010). Importance and impacts of intermediary boundary organizations in facilitating payment for environmental services in Vietnam. *Environmental Conservation*, 37(1), 64-72.
- Polasky, S., Nelson, E., Lonsdorf, E., Fackler, E., Starfield, A. 2005. Conserving species in a working landscape: land use with biological and economic objectives. *Ecological Applications* 15, 1387–1401.
- Primmer, E., Varumo, L., Kotilainen, J. M., Raitanen, E., Kattainen, M., Pekkonen, M., . . . Ollikainen, M. (2019). Institutions for governing biodiversity offsetting: An analysis of rights and responsibilities. *Land Use Policy*, 81, 776-784.
- Pärt, T. 2020. Våtmarker i odlingslandskapet – restaurering och anläggning för ökad mångfald av våtmarksfåglar. Rapport 6933. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Rodrigues, A. S., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., Brooks, T. M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 21(2), 71-76.
- Ruete, A., Pärt, T., Berg, Å., & Knape, J. (2017). Exploiting opportunistic observations to estimate changes in seasonal site use: An example with wetland birds. *Ecology and evolution*, 7(15), 5632-5644.
- SCB. 2019a. Agricultural land rents 2018. JO 39 SM 1901.
- SCB. 2019b. Agricultural land. Database.
- Schilizzi, S., Latacz-Lohmann, U. (2016). Incentivizing and tendering conservation contracts: the trade-off between participation and effort provision. *Land Economics*, 92(2), 273-291.
- Schomers, S., Matzdorf, B. (2013). Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6, 16-30.
- Schomers, S., Sattler, C., Matzdorf, B. (2015). An analytical framework for assessing the potential of intermediaries to improve the performance of payments for ecosystem services. *Land Use Policy*, 42, 58-70.
- Stein, E. D., Tabatabai, F., Ambrose, R. F. (2000). Profile: Wetland Mitigation Banking: A Framework for Crediting and Debiting. *Environmental management*, 26(3), 233-250.

- Sutherland, L.-A., Mills, J., Ingram, J., Burton, R. J., Dwyer, J., Blackstock, K. (2013). Considering the source: Commercialisation and trust in agri-environmental information and advisory services in England. *Journal of environmental management*, 118, 96-105.
- Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P. E., Sahlén, G., Berglund, O., Weisner, S. E. (2009). Wetland creation in agricultural landscapes: biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological conservation*, 142(5), 964-973.
- van Teeffelen, A.J.A., Opdam, P., Wätzold, F., Hartig, F., Johst, K., Drechsler, M., Vos, C.S.,
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., Pioch, S. (2017). Wetland mitigation banking: Negotiations with stakeholders in a zone of ecological-economic viability. *Land Use Policy*, 69, 512-518.
- Wissel, S., Wätzold, F. 2010. A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 24(2), 404–411.
- Wätzold, F., & Schwerdtner, K. (2005). Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological conservation*, 123(3), 327-338.
- Zabel, A., Roe, B. (2009). Optimal design of pro-conservation incentives. *Ecological Economics*, 69(1), 126-134.
- Zu Ermgassen, S. Baker, J., Griffiths, R. A., Strange, N., Struebig, M. J., Bull, J. W. (2019). The ecological outcomes of biodiversity offsets under “no net loss” policies: A global review. *Conservation Letters*, 12(6), 1–17.
- Österling, L. and Kindt, T. (2007). Projektkatalog: Våtmarksprojektet i Laholms kommun. [https://www.laholm.se/globalassets/upload/samhallsbyggnadsnamnd/miljoenheten/projekt/vatmarksprojekt\\_projektkatalogr.pdf](https://www.laholm.se/globalassets/upload/samhallsbyggnadsnamnd/miljoenheten/projekt/vatmarksprojekt_projektkatalogr.pdf)

# Appendix

Tabell A1. Undersökta våtmarksarter av fåglar. Antal par i Sverige enligt Ottosson et al. (2012) (A), viktad förekomst där ovanligare arters vikt sätts i relation den vanligaste arten, dvs. gräsand, (viktad förekomst= 200 000/A) (B), logaritmerad populationsvikt, dvs (log B)+1 (C).

Art		A Antal par	B Viktad förekomst	C Log B +1
Vit stork	<i>Ciconia ciconia</i>	27	7407.41	4.870
Ängshök	<i>Circus pygargus</i>	59	3389.83	4.530
Rödspov	<i>Limosa limosa</i>	75	2666.67	4.426
Svarthalsad dopping	<i>Podiceps nigricollis</i>	110	1818.18	4.260
Svarttärna	<i>Chlidonias niger</i>	220	909.09	3.959
Småfläckig sumphöna	<i>Porzana porzana</i>	250	800.00	3.903
Smådopping	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	390	512.82	3.710
Småtärna	<i>Sternula albifrons</i>	490	408.16	3.611
Havsörn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	530	377.36	3.577
Årta	<i>Anas querquedula</i>	600	333.33	3.523
Rördrom	<i>Botaurus stellaris</i>	780	256.41	3.409
Stjärtand	<i>Anas acuta</i>	820	243.90	3.387
Blå kärrhök	<i>Circus cyaneus</i>	860	232.56	3.367
Brunand	<i>Aythya ferina</i>	1100	181.82	3.260
Brunand	<i>Podiceps grisegena</i>	1100	181.82	3.260
Svarthakedopping	<i>Podiceps auritus</i>	1200	166.67	3.222
Skärfläcka	<i>Recurvirostra avosetta</i>	1200	166.67	3.222
Brun kärrhök	<i>Circus aeruginosus</i>	1500	133.33	3.125
Snatterand	<i>Anas strepera</i>	1600	125.00	3.097
Mindre strandpipare	<i>Charadrius dubius</i>	1800	111.11	3.046
Kornknarr	<i>Crex crex</i>	1900	105.26	3.022
Skedand	<i>Anas clypeata</i>	2400	83.33	2.921
Dvärgmåås	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	2800	71.43	2.854
Rörhöna	<i>Gallinula chloropus</i>	3100	64.52	2.810
Fiskgjuse	<i>Pandion haliaetus</i>	4100	48.78	2.688
Vattenrall	<i>Rallus aquaticus</i>	4700	42.55	2.629
Gråhäger	<i>Ardea cinerea</i>	5400	37.04	2.569
Sångsvan	<i>Cygnus cygnus</i>	5400	37.04	2.569
Knölsvan	<i>Cygnus olor</i>	7500	26.67	2.426
Gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	7600	26.32	2.420
Storspov	<i>Numenius arquata</i>	9000	22.22	2.347
Strandskata	<i>Haematopus ostralegus</i>	11000	18.18	2.260
Kärrsnäppa	<i>Calidris alpina</i>	15000	13.33	2.125
Större strandpipare	<i>Charadrius hiaticula</i>	15000	13.33	2.125

Art		A	B	C
		Antal par	Viktad förekomst	Log B +1
Kanadagås	<i>Branta canadensis</i>	17 000	11.76	2.071
Rödbena	<i>Tringa totanus</i>	20 000	10.00	2.000
Skäggdopping	<i>Podiceps cristatus</i>	22 000	9.09	1.959
Brushane	<i>Calidris pugnax</i>	25 000	8.00	1.903
Fisktärna	<i>Sterna hirundo</i>	25 000	8.00	1.903
Trana	<i>Grus grus</i>	30 000	6.67	1.824
Bläsand	<i>Anas penelope</i>	34 000	5.88	1.770
Storskrake	<i>Mergus merganser</i>	34 000	5.88	1.770
Grågås	<i>Anser anser</i>	41 000	4.88	1.688
Sothöna	<i>Fulica atra</i>	42 000	4.76	1.678
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	44 000	4.55	1.658
Vitkindad gås	<i>Branta leucopsis</i>	49 000	4.08	1.611
Gråtrut	<i>Larus argentatus</i>	61 000	3.28	1.516
Tofsvipa	<i>Vanellus vanellus</i>	63 000	3.17	1.502
Vigg	<i>Aythya fuligula</i>	75 000	2.67	1.426
Knipa	<i>Bucephala clangula</i>	89 000	2.25	1.352
Skrattmås	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	98 000	2.04	1.310
Kricka	<i>Anas crecca</i>	100 000	2.00	1.301
Fiskmås	<i>Larus canus</i>	100 000	2.00	1.301
Enkelbeckasin	<i>Gallinago gallinago</i>	160 000	1.25	1.097
Gräsand	<i>Anas platyrhynchos</i>	200 000	1.00	1.000

**Tabell A2a. Korrelationskoefficienter för aggregerad habitatskvalitet över våtmarkstyp och region, beräknat för indexet för artrikedom. Korrelationskoefficienterna har beräknats från våtmarksdatasetet med 60 våtmarker, och baseras på åren 2005 till 2014.**

	Götaland, hög kval.	Svealand, hög kval.	Götaland, medel kval.	Svealand, medel kval.	Norrländ, medel kval.
Göta., hög kval.	1	0.841	0.394	0.857	0.763
Sveal., hög kval.	0.841	1	0.736	0.867	0.496
Göta., med. kval.	0.394	0.736	1	0.650	0.772
Sveal., med. kval.	0.857	0.867	0.650	1	0.931
Norrl., med. kval.	0.763	0.496	0.772	0.931	1

**Tabell A2b. Korrelationskoefficienter för aggregerad habitatskvalitet över våtmarkstyp och region, beräknat för indexet för populationsviktad artrikedom. Korrelationskoefficienterna har beräknats från våtmarksdatasetet med 60 våtmarker, och baseras på åren 2005 till 2014.**

	Götaland, hög kval.	Svealand, hög kval.	Götaland, medel kval.	Svealand, medel kval.	Norrland, medel kval.
Götal., hög kval.	1	0.850	0.850	0.850	0.850
Sveal., hög kval.	0.850	1	0.703	0.764	0.817
Götal., med. kval.	0.420	0.703	1	0.632	0.689
Sveal., med. kval.	0.637	0.764	0.632	1	0.843
Norrl., med. kval.	0.719	0.817	0.689	0.843	1

**Tabell A2c. Korrelationskoefficienter för aggregerad habitatskvalitet över våtmarkstyp och region, beräknat för indexet för artrikedom för rödlistade arter. Korrelationskoefficienterna har beräknats från våtmarksdatasetet med 60 våtmarker, och baseras på åren 2005 till 2014.**

	Götaland, hög kval.	Svealand, hög kval.	Götaland, medel kval.	Svealand, medel kval.	Norrland, medel kval.
Götal., hög kval.	1	0.474	0.611	0.807	0.696
Sveal., hög kval.	0.474	1	0.709	0.843	0.855
Götal., med. kval.	0.611	0.709	1	0.634	0.508
Sveal., med. kval.	0.807	0.743	0.634	1	0.828
Norrl., med. kval.	0.696	0.855	0.508	0.828	1

**Tabell A3. Alternativkostnad för jordbruksmark (SEK/ha), total areal jordbruksmark (ha), och beräknad typareal för skapade våtmarker (ha).**

	Motsvarande region	Alternativkostnad för jordbruksmark (SEK/ha)	Areal jordbruksmark (ha)	Typareal för anlagda våtmarker (ha)
Blekinge (BL)	Götaland	3 615	41 607	3
Dalarna (DA)	Svealand	563	70 847	4.7
Gotland (GO)	Götaland	1 384	111 580	17.8
Gävleborg (GA)	Norrland	563	72 393	8.7
Halland (HA)	Götaland	1 789	124 926	4.5
Jamtland (JA)	Norrland	330	51 821	5
Jonköping (JO)	Götaland	1 384	127 112	2.7
Kalmar (KA)	Götaland	1 384	193 602	3.7
Kronoberg (KR)	Götaland	1 384	68 044	21.6
Norrbottnen (NO)	Norrland	330	35 716	5
Skåne (SK)	Götaland	3 615	498 640	8.9
Stockholm (ST)	Svealand	1 699	92 567	2.7
Södermanland (SO)	Svealand	1 699	142 316	8.9
Uppsala (UP)	Svealand	1 699	181 425	2.2
Varmland (VA)	Svealand	563	113 677	8.5
Västernorrland (VN)	Norrland	330	71 497	5
Västmanland (VL)	Svealand	1 699	108 425	5.3
Västra Götaland (VG)	Götaland	1 789	527 049	2.4
Örebro (OR)	Svealand	1 699	113 166	2.3
Östergötland (OG)	Götaland	1 699	243 023	4.3

Källor: SCB (2019a,b). Typareal anlagda våtmarker: Egna beräkningar baserat på BOA (2018).



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

# Ekologisk kompensation som styrmedel i kommunal planering

## Slutrapport

I rapporten resoneras kring hur en effektiv politik för ekologisk kompensation i det svenska jordbrukslandskapet kan utformas som är både ekonomiskt och miljömässigt hållbar. Projektet har undersökt hur ekologiska kompensationspooler kan bidra till en sådan politik.

Artrikedomen hos fåglar kopplade till våtmarker i jordbrukslandskapet användes som modell för att analysera den rumsliga variationen av biologisk mångfald. Beräkningarna kan utgöra en grund för vilken omfattning av ekologisk kompensation som krävs för att säkerställa bibehållen biologisk mångfald. Vidare undersöktes även utformning av styrmedel samt markägares incitament att vidta till exempel frivilliga restaureringsinsatser.

En central fråga som tas upp i rapporten är hur politiken kan utformas så att den överordnade nivån av biologisk mångfald bibehålls, samtidigt som samhällets resurser används på ett effektivt sätt.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.